

Quellen von DOC im hydrologischen Einzugsgebiet der Wilzsch (Westerzgebirge) – eine Multitraceranalyse

Von der Fakultät für Physik und Geowissenschaften
der Universität Leipzig
genehmigte
DISSERTATION
zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium
Dr. rer. nat.

vorgelegt

von **Diplomgeographin Claudia Friedrich**

geboren am 30.12.1979 in Strausberg

Gutachter: Prof. Dr. Jürgen Heinrich
Prof. Dr. Dietrich Borchardt

Tag der Verleihung: 25.02.2015

Bibliographische Beschreibung

Friedrich, Claudia

**Quellen von DOC im hydrologischen Einzugsgebiet der Wilzsch
(Westerzgebirge) – eine Multitraceranalyse**

Universität Leipzig, Dissertation

147 S., 202 Lit., 50 Abb., 18 Tab., 37 Anlagen

Referat

Im Fokus der Untersuchungen steht das hydrologische Einzugsgebiet der oberen Wilzsch im Westerzgebirge. Veränderte Stoffausträge des bewaldeten und zum Teil vermoorten hydrologischen Einzugsgebietes führen zu erhöhten Stoffkonzentrationen im Hauptzufluss der Trinkwassertalsperre Weiterswiese (Carlsfeld). Seitens der Trinkwasseraufbereitung stellen insbesondere die gestiegenen Gehalte an gelösten organischen Kohlenstoffen (DOC) Mehraufwendungen dar. Im Zuge der Wiedervernässung der Moorflächen kommt es zu relevanten bodenchemischen Veränderungen, die im Abfluss messbar sind.

Eine räumliche Betrachtung der Teileinzugsgebiete des hydrologischen Einzugsgebietes der oberen Wilzsch ermöglicht, das Abflussgebiet in verschiedene Herkunftsräume zu gliedern. Dieser raumbezogene Ansatz leistet einen wesentlichen Beitrag in der Herkunftsanalytik von Wässern, deren Fließwege durch Standorte unterschiedlicher Nutzung geprägt sind.

Die Arbeit bedient sich hydrochemischen Analysen sowie multitraceranalytischen Verfahren. Die Analyse der stabilen Umweltisotope ^2H und ^{18}O am Wasser, ^{13}C am DIC und DOC, ^{34}S und ^{18}O am Sulfat sowie ^{15}N und ^{18}O am Nitrat hilft bei der Identifizierung von Stoffquellen und Transformationsprozessen. Die Arbeit verfolgt das Ziel, den Beitrag der verschiedenen Stoffsysteme am gesamten Stoffaustrag des Vorfluters aufzuzeigen sowie die atmosphärische Grundlast an den Messstandorten nachzuweisen.

Dazu wurden von Mai 2009 bis August 2010 fünf Beprobungskampagnen angelegt. Das Messdesign erstreckte sich auf 19 Standorte in ausgewählten Teileinzugsgebieten, die maßgeblichen Einfluss auf die Vorflut haben. Parallel dazu erfolgte die Untersuchung des Niederschlags an der Station Talsperre Weiterswiese. Erfasst wurden die Inhalte von Wässern verschiedener Mooregebiete, Moorwasserpegel unterschiedlich degradierter Moorbereiche, Gräben und Bodendrainagen im Fichtenforst, der Vorfluter Wilzsch und Kranzsch und des Grundwassers im Fichtenforst.

Es kann festgehalten werden, dass je nach Lage bzw. Entfernung der Ursprungsgebiete der Anteil des DOC - Exports unterschiedlich stark ist. So sind die DOC - Austräge saisonal sehr verschieden. Im Ergebnis ist der hydrochemische Beitrag - im Besonderen DOC - der unterschiedlichen Stoffsysteme des hydrologischen Einzugsgebietes letztlich am finalen Pegel der Wilzsch messbar. Die vom Basisabfluss gesteuerten silikatischen Standorte im Fichtenforst leisten einen wesentlichen Anteil zum hydrochemischen Milieu der Vorfluter. Die im Untersuchungsgebiet eingeleiteten Renaturierungsmaßnahmen beeinflussen die Trinkwasserqualität in der Talsperre Carlsfeld nicht. Eine Abgrenzung der atmosphärischen Grundlast ist ebenfalls möglich, atmogen eingetragene Stoffe können an den Standorten ausgewiesen werden.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit ist erst durch die Unterstützung und das Vertrauen hilfsbereiter und lieber Menschen realisiert worden. Daher erlaube ich mir an dieser Stelle einige persönliche Worte.

Großer Dank gebührt meiner Familie, die mich über diese lange Schaffensphase hinweg begleitet und unterstützt hat. Im Besonderen danke ich meinem Mann, der mir sowohl im Feld sowie als Diskussionspartner immer mit Rat und Tat zur Seite stand. Einen Dank an meine Kinder Vincent, Lara, Arthur und Bruno, die mich durch ihre Heiterkeit abgelenkt und aufgemuntert haben.

Für die Betreuung meiner Arbeit und das entgegen gebrachte Vertrauen bedanke ich mich bei Herrn Prof. Dr. Jürgen Heinrich und Dr. Kay Knöller. Sie standen mir jederzeit mit fachlichen Hinweisen als Ansprechpartner zur Verfügung. Herrn Dr. Kay Knöller danke ich für die Möglichkeit der Inanspruchnahme der Kapazitäten des isotonenchemischen Labors des Umweltforschungszentrums in Halle. Weiterhin möchte ich mich bei den Mitarbeitern des Isotopenlabors Frau Martina Neuber und Karin Blümel für ihre Bemühungen und Hilfsbereitschaft bedanken. Für die hydrochemische Analytik sei Frau Dr. Birgit Schneider und Frau Katja Pöhlmann des physisch-geographischen Labors der Universität Leipzig gedankt. Auch die Diskussionen chemischer Fragestellungen mit Frau Dr. Birgit Schneider halfen mir sehr. Christel Eißner hat mir besonders bei statistischen Fragen fachlichen Rat gegeben. Frau Dr. Mayer gab mir wertvolle Hinweise bei der Berechnung des digitalen Höhenmodells. Dr. Frank Zimmermann von der Bergakademie Freiberg danke ich für die Hilfe bei Detailfragen zur Niederschlagsanalytik.

Philipp Adler, Ronny Schmidt, André Eger, Andre Kirchner, Heike Bullmann, meiner Schwester Julia Glimm und Thomas Kempa danke ich für die schönen Geländeeinsätze, die ich gern in Erinnerung behalte. Christian Schneider und Frederike Naegli de Torres sei für die jederzeit spontanen Diskussionen und Anregungen gedankt.

Die Bemühungen des Staumeisters der Talsperre Weiterswiese weiß ich sehr zu schätzen. Ohne diese wäre die Niederschlagsreihe nicht zustande gekommen. Für die Bereitstellung der Daten der Landestalsperrenverwaltung, des Landesamtes für Umwelt und Geologie sowie des Landesvermessungsamtes möchte ich mich an dieser Stelle noch einmal bedanken.

Inhaltsverzeichnis

	Abkürzungsverzeichnis	7
	Abbildungsverzeichnis	8
	Tabellenverzeichnis	10
1	Einleitung	11
2	Problemstellung	13
3	Zielsetzung und wissenschaftliche Fragestellung	14
4	Stand der Forschung	15
5	Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	27
5.1	Lage des Untersuchungsgebietes	27
5.2	Das Einzugsgebiet der oberen Wilzsch	28
5.3	Geologie	28
5.4	Böden	29
5.5	Klima	30
5.6	Hydrologie	31
5.7	Vegetation	33
6	Untersuchungsdesign	34
6.1	Versuchsplanung	34
6.2	Stoffhaushalt	35
6.2.1	Probenahme und Konservierung	35
6.2.2	Hydrochemische Analysen	37
6.2.3	Isotopenchemische Analysen	38
6.2.3.1	^2H und ^{18}O am Wasser	38
6.2.3.2	^{13}C am DIC	39
6.2.3.3	^{13}C am DOC	39
6.2.3.4	^{34}S und ^{18}O am Sulfat	39
6.2.3.5	^{15}N und ^{18}O am Nitrat	40
6.3	Datenaufnahme, statistische Analyse und Ergebnisdarstellung	41
6.4	Vorhandenes Datenmaterial	42
7	Ergebnisse	43
7.1	Charakterisierung der Stichprobe	43
7.2	Statistische Analyse	44
7.2.1	Gegenüberstellung der Herkunftsräume	44
7.2.2	Saisonale Unterschiede	45
7.2.3	Faktorenanalyse	46

7.2.4	Clusteranalyse	47
7.2.4.1	<i>Gruppierung auf Basis zentraler Faktoren</i>	47
7.2.4.2	<i>Bündelung der Isotopensignatur von $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$</i>	49
7.2.5	Stärke des Zusammenhangs zwischen Variablen	52
7.3	Variation des Niederschlags	53
7.3.1	Hydrochemische Zusammensetzung	53
7.3.2	Isotopenchemische Zusammensetzung	54
7.4	Hydrochemische Charakteristik der Standortwässer	57
7.5	Variation der isotopenchemischen Zusammensetzung in Wässern	60
7.5.1	Wasserstoff- und Sauerstoffsignaturen am Wasser	60
7.5.1.1	<i>Verweilzeiten</i>	64
7.5.1.2	<i>Deuteriumexzess</i>	65
7.5.2	^{13}C am DIC	66
7.5.3	^{13}C am DOC	68
7.5.4	^{34}S am Sulfat	69
7.5.5	^{18}O am Sulfat	70
7.5.6	^{15}N am Nitrat	72
7.5.7	^{18}O am Nitrat	74
8	Diskussion	76
8.1	Das hydrochemische Milieu im Untersuchungsgebiet	76
8.1.1	Niederschlag	76
8.1.2	Hydrochemie der Standortwässer	76
8.1.3	Schwefel und Stickstoff	80
8.2	Die Isotopensignaturen von Wasser und gelösten Bestandteilen	81
8.2.1	Wasserstoff- und Sauerstoffsignaturen am Wasser	81
8.2.2	^{13}C am DIC	84
8.2.3	^{13}C am DOC	89
8.2.4	^{34}S und ^{18}O am Sulfat	90
8.2.5	^{15}N und ^{18}O am Nitrat	94
8.3	Herkunftsraumbezogenes Teilresümee	98
9	Zusammenfassung	102
10	Ausblick	106
11	Referenzen	107
12	Anhang	121

Abkürzungen

‰	Promille (Teile von Tausend)
δ	δ - Wert = Isotopengehalt, bezogen auf einen Standard
$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ ‰	Delta – Promille Notation, Beispiel für ^{18}O am Wasser
aq	aquatische Phase
CDT	Canyon Diablo Troilite
$\text{CO}_{2(\text{aq})}$	gelöstes CO_2 (äquivalent zu H_2CO_3)
DIC	dissolved inorganic carbon (gelöster anorganischer Kohlenstoff)
DOC	dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DON	dissolved organic nitrogen (gelöster organischer Stickstoff)
EZG	Einzugsgebiet
GOF	Geländeoberfläche
GOK	Geländeoberkante
GMWL	Global Meteoric Water Line
H_2CO_3	Kohlensäure (äquivalent zu $\text{CO}_{2(\text{aq})}$)
HCO_3^-	Hydrogenkarbonat
IAEA	International Atomic Energy Agency
IRMS	isotope ratio mass spectrometer
LF	Leitfähigkeit
LMWL	Lokal Meteoric Water Line
LTV	Landestalsperrenverwaltung
mg	Milligramm
MP	Messpunkt
n	Anzahl
N AIR	atmosphärischer Stickstoff - wird für Delta - ^{15}N - Messungen genutzt
Nwg	Nachweisgrenze
NOM	natural organic material
SOM	soil organic material
Standardw	Standardabweichung
TEZ	Teileinzugsgebiet
TOC	total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
VPDB	Vienna-Pee Dee Belemnite - wird für Delta - ^{13}C - Messungen genutzt
VSMOW	Vienna-Standard Mean Ocean Water - wird für Delta ^2H - und ^{18}O - Messungen genutzt

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 4.1: Zusammenhang zwischen dem jährlichen TOC - Austrag und dem prozentualen Flächenanteil an Mooren (obere Abb.). Zusammenhang zwischen dem TOC - Austrag während der Frühjahrsflut und dem prozentualen Flächenanteil an Mooren (untere Abb.) (Laudon et al. 2004).
- Abb. 4.2: Zusammenhang zwischen der DOC - Konzentration (Mittel = dicke Linie) von wiedervernässten und mäßig drainierten Standorten. Wassersättigung: 1 in einer Bodentiefe von 10 cm, 2 in 20 cm, 3 in 40 cm und 4 in 60 cm Bodentiefe. a und b markieren statistisch signifikante Unterschiede zwischen Standorten und Bodentiefe ($P < 0.001$) (Höll et al. 2009).
- Abb. 4.3: DOC - Gehalte in Abhängigkeit von der Tiefe für intakte, drainierte und gestaute Standorte (Wallage et al. 2004).
- Abb. 4.4: Schematische Darstellung der Hauptkomponenten im Kohlenstoffkreislauf (Kayranli et al. 2010).
- Abb. 4.5: Veränderung des $\delta^{15}\text{N}$ - Wertes durch Stickstofftransformationen und -prozesse in bewaldeten Ökosystemen (Kendall et al. 1998)
- Abb. 4.6: Zusammenstellung von $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werten für Niederschlag, Bodenwasser, Fließgewässer und Grundwasser verschiedener Autoren (Kendall et al. 1998, <http://www.camnl.wr.usgs.gov/isoig/isopubs/Fig16-6c.gif>).
- Abb. 4.7: Mittlere $\delta^{15}\text{N}$ - Werte des Fließgewässernitrats in Bezug zum $\text{NO}_3\text{-N}$ - Gehalt (Mayer et al. 2002).
- Abb. 5.1: Übersichtskarte - Lage des Untersuchungsgebietes
- Abb. 5.2: Gesamtkarte mit Einzugsgebietsgrenzen
- Abb. 5.3: Ökologisches Klimadiagramm (nach H. Walter, 1955 verändert), Monatssummenwerte von Niederschlag [mm] und mittlere Monatstemperaturen [°C] in den hydrologischen Jahren 1.11.08-31.10.10 Station TS Carlsfeld (Daten: LTV Sachsen).
- Abb. 5.4: Dekadensummenwerte des Niederschlags [mm] Station TS Carlsfeld sowie Dekadenwerte des Durchflusses [m^3/s] am Pegel Wilzsch des hydrologischen Jahres 1.11.2008-31.10.2009 (Daten: LTV Sachsen).
- Abb. 5.5: Dekadensummenwerte des Niederschlags [mm] Station TS Carlsfeld sowie Dekadenwerte des Durchflusses [m^3/s] am Pegel Wilzsch des hydrologischen Jahres 1.11.2009 - 31.10.2010 (Daten: LTV Sachsen).
- Abb. 6.1: Messstandorte in den Teileinzugsgebieten der oberen Wilzsch
- Abb. 6.2: Einbau der Bodendrainagen
- Abb. 7.1: Stickstoffgehalte im Niederschlag für den Zeitraum 12.05.2009 - 16.08.2010
- Abb. 7.2: DOC- und Sulfatgehalte im Niederschlag für den Zeitraum 12.05.2009 - 16.08.2010
- Abb. 7.3: Die isotopische Zusammensetzung von 32 Niederschlagsproben und die daraus resultierende Local Meteoric Water Line $\delta\text{D}=7,8\delta^{18}\text{O}+8,9$ im Vergleich zur Global Meteoric Water Line: $\delta\text{D}=8\delta^{18}\text{O}+10$.
- Abb. 7.4: $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ am Wasser sowie die mittleren 14tägigen Temperaturwerte (Station Wilzsch) für Mai 2009 bis August 2010. Die Daten basieren auf 14tägigen Niederschlagsmischproben der Station Talsperre Carlsfeld.
- Abb. 7.5: Die stabile Sauerstoff-18 und Stickstoff-15 Zusammensetzung am Nitrat für Mai 2009 bis

- August 2010, basierend auf 14tägigen Niederschlagsmischproben für den Pegel Wilzsch im Westerzgebirge.
- Abb. 7.6: Die Kohlenstoff-13 Zusammensetzung am DIC für Mai 2009 bis Juli 2010, basierend auf 14tägigen Niederschlagsmischproben an der Talsperre Carlsfeld im Westerzgebirge.
- Abb. 7.7: Ergebnisse der DOC- und Bleianalytik
- Abb. 7.8: Mittelwerte der Nitrat- und Eisenanalytik
- Abb. 7.9: Mittelwerte der Sulfat-, pH-Wert- und Aluminiumanalytik
- Abb. 7.10: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^2\text{H}$
- Abb. 7.11: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{18}\text{O}$
- Abb. 7.12: Die Wasserstoff- und Sauerstoffisotopensignaturen der Standorte aller Beprobungskampagnen gegen die LMWL $\delta\text{D}=7,8\delta^{18}\text{O}+8,9$.
- Abb. 7.13: Variation der Isotopensignaturen von Wasser- und Sauerstoff am Wasser an den Messstandorten zu den jeweiligen Beprobungsterminen
- Abb. 7.14: Isotopensignaturen von Sauerstoff-18 am Wasser vom 25.08.2009
- Abb. 7.15a: Zeitlicher Verlauf der $\delta^{18}\text{O}$ - Werte der Vorfluter und des Grundwassers gegen den Verlauf des $\delta^{18}\text{O}$ - Wertes des Niederschlags.
- Abb. 7.15b: Zeitlicher Verlauf der $\delta^{18}\text{O}$ - Werte der Gräben und des Grundwassers gegen den Verlauf des $\delta^{18}\text{O}$ - Wertes des Niederschlags.
- Abb. 7.15c: Zeitlicher Verlauf der $\delta^{18}\text{O}$ - Werte der Moorwässer und Bodendrainagen gegen den Verlauf des $\delta^{18}\text{O}$ - Wertes des Niederschlags.
- Abb. 7.16: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{13}\text{C}$ am DIC
- Abb. 7.17: $\delta^{13}\text{C}$ - Gehalte am DIC vom 25.08.2009
- Abb. 7.18: $\delta^{13}\text{C}$ - Gehalte am DIC vom 14.08.2010
- Abb. 7.19: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{13}\text{C}$ am DOC in [‰]
- Abb. 7.20: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{34}\text{S}$ am Sulfat in [‰]
- Abb. 7.21: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat in [‰]
- Abb. 7.22: $\delta^{18}\text{O}$ - Analytik am Sulfat für die einzelnen Messkampagnen
- Abb. 7.23: Ergebnisse von $\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat der Messung am 03.11.2009
- Abb. 7.24: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{15}\text{N}$ am Nitrat in [‰]
- Abb. 7.25: $\delta^{15}\text{N}$ - Analytik am Nitrat für die einzelnen Messkampagnen
- Abb. 7.26: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{18}\text{O}$ am Nitrat in [‰]
- Abb. 7.27: $\delta^{18}\text{O}$ - Analytik am Nitrat für die einzelnen Messkampagnen
- Abb. 8.1: Beziehung zwischen pH-Wert und DOC, SO_4^{2-} sowie NO_3^- unterteilt in Raumklassen, (Symbolik: DOC rot, SO_4^{2-} blau, NO_3^- grün, die Markierung ist für alle Parameter gleich).
- Abb. 8.2: Häufigkeitsverteilung der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Werte aller Beprobungspunkte im Einzugsgebiet der Wilzsch
- Abb. 8.3: Die Zusammensetzung von ^{13}C am DIC in Abhängigkeit vom pH - Wert. Die geringen pH - Werte der Standortwässer bewirken eine Dominanz an H_2CO_3 des DIC, der Anteil an HCO_3^- ist gering (Clark & Fritz 1999).
- Abb. 8.4: Häufigkeitsverteilung von $\delta^{34}\text{S}$ und $\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat
- Abb. 8.5: Isotopenzusammensetzung am Sulfat der Wasserproben im Einzugsgebiet der Wilzsch
- Abb. 8.6: Isotopische Zusammensetzung von $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^{15}\text{N}$ am Nitrat (in Anlehnung an Kendall 2006, S. 557; Clark & Fritz 1999, verändert).
- Abb. 8.7: Die $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte sowie die Nitratkonzentrationen der Standortwässer differenziert nach Beprobungstermin und Standort.

Tabellenverzeichnis

- Tab. 5.1 : Leitbodentypen im Einzugsgebiet der Wilzsch (nach BKKonz, Münch et al. 2008).
- Tab. 5.2: Flächenanteile der Landnutzung (nach CIR 1992/93, Münch et al. 2008).
- Tab. 6.1: Technische Beschreibung verwendeter Hilfsmittel
- Tab. 6.2: Spektrum der hydrochemischen Analytik
- Tab. 6.3: IAEA - Standards als Bezugspunkte der verwendeten Referenzmaterialien (Ufz Halle).
- Tab. 6.4: Labortest mit huminstoffhaltigem Wasser und deren Veränderung der Ausbeute an BaSO_4 sowie $\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat
- Tab. 6.5: Überblick der Datenaufnahme
- Tab. 6.6: Gruppierung der Messstellen
- Tab. 7.1: Lage- und Streuungsmaße isotoopen- und hydrochemischer Untersuchungen
- Tab. 7.2a: Clusterzuordnungen der Messstellen über die gesamten Messtermine
- Tab. 7.2b: Clusterzuordnungen der Messstellen - separat für jeden Messtermin
- Tab. 7.3: Clusterzuordnung für $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$
- Tab. 7.4: Spannbreiten der Clustereinteilungen für $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$
- Tab. 7.5: Spannbreiten der Clustereinteilungen für $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$
- Tab. 7.6: Korrelationskoeffizienten nach Spearman und Pearson
- Tab. 7.7: Deuteriumexzess der Standorte der fünf Beprobungskampagnen in ‰
- Tab. 8.1: Mittelwerte und Spannbreiten von $\delta^{34}\text{S}$ und $\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat
- Tab. 8.2: Mittelwerte und Spannbreiten von $\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$ am Nitrat

1 Einleitung

Die hydrologischen Einzugsgebiete von Trinkwassertalsperren sind nicht selten durch Moore gekennzeichnet. Seit Mitte des 19. Jahrhunderts wurden infolge Torfabbaus zahlreiche Moore ganz bzw. teilweise zerstört. Inzwischen arbeitet man an der Umkehr solcher Prozesse. Entwässerungsgräben werden verschlossen und damit eine Wiedervernässung in Gang gesetzt. Diese Regenerationsprozesse beeinflussen den Stoffumsatz in den Vorflutern von Talsperren und sind damit relevant für die Rohwasserqualität dieser wasserbaulichen Einrichtungen.

Dies betrifft insbesondere den Austrag von DOC (dissolved organic carbon) und DOC - gebundener Stoffe. Im Westerzgebirge signalisiert die LTV (1999) seit mehreren Jahren einen erhöhten Anteil an DOC in den Vorflutern der bewaldeten und zum Teil vermoorten Einzugsgebiete. Der Mehraufwand für die Wasseraufbereitung zieht eine technische Nachrüstung in den Wasserwerken nach sich.

Die Befürchtung seitens der Wasserwerke, dass die Renaturierungsmaßnahmen den DOC - Eintrag in Trinkwassertalsperren erhöhen, lässt einen Konflikt zwischen dem Interesse des Naturschutzes und dem Anliegen der Trinkwasserversorger erwachsen. Somit stehen die Renaturierungsmaßnahmen wirtschaftlichen Kostenaufwendungen des Trinkwassers gegenüber.

Im Land Sachsen konzentrieren sich die Moore vorwiegend im Erzgebirge. Der beschriebene Konflikt, der sich bei der Regeneration von Mooren in hydrologischen Einzugsgebieten von Talsperren hinsichtlich der Wasserqualität ergibt, veranlasste das Landesamt konfliktlösend einzugreifen. Hydrochemische Untersuchungen wurden diesbezüglich angestellt. Verschiedenste Ansatzpunkte der wissenschaftlichen Untersuchungen führten zu Ergebnissen, die sich zum Teil konträr gegenüberstehen (Krüger et al. 2009, Grunewald et al. 2004, Grunewald & Schmidt 2005).

Für die Beschreibung des hydrochemischen Milieus eines Trinkwassereinzugsgebietes und die Bewertung von trinkwasserrelevanten Stoffausträgen sind hydrochemische Untersuchungen notwendig. Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf das Grundwasser und die Vorfluter sind nur zeitverzögert erfassbar. Langzeitstudien könnten diese Datenlücke beheben.

Letztlich kann im Vorfluter nur die Summation der Stoffflüsse erfasst werden. Eine direkte Bestimmung von Herkunftsräumen ist nicht möglich. Die Information der Herkunft verschiedener Stoffe kann einen Raumbezug und damit eine Verbindung zur Nutzung herstellen.

Isotopenchemische Analysen könnten diese Kenntnislücke schließen. Der Einsatz stabiler Umweltisotope ist vor allem in den Umweltwissenschaften für die Oberflächen- und Grundwasserhydrologie von Bedeutung und würde im Bereich der Herkunftsanalytik einen wissenschaftlichen Klärungsbeitrag bezüglich hydrologischer Einzugsgebiete leisten. Dazu müsste das Messdesign so angelegt werden, dass verschiedenste Teileinzugsgebiete herausgestellt würden. Aus der Literatur heraus bekannt (Sharp 2007, Clark & Fritz 1999, Mook 2001) ist, dass die stabilen Isotope des Wassermoleküls Deuterium (^2H) und Sauerstoff-18 (^{18}O) Aussagen über die vielfältigen Wechselwirkungen im Wasserkreislauf aber auch über die Identifizierung von Sauerstoffquellen erlauben. Sauerstoff-18 am Sulfat spielt eine wichtige Rolle bei der Markierung des Schwefelkreislaufes. Die isotopische Zusammensetzung von ^{34}S am Sulfat erlaubt Aussagen zu verschiedenen Reservoirs in Böden sowie zur Salinität im Vorfluter (Kendall & McDonnell 2006). In der Kohlenstoffanalytik liefert das Isotop ^{13}C am DIC Aussagen zur Kohlenstoffentwicklung sowie zur Grundwasser-

qualität (Mook 2001). Die Signatur von $\delta^{13}\text{C}$ am DOC ermöglicht das Aufzeigen von Kohlenstoffquellen und deren Verteilung (Bauer 2002, Kracht & Gleixner 2000). Die Isotope am Stickstoff sind Hauptkomponenten in Gesteinen und in der Luft, nur ein geringer Teil ist in der organischen Substanz angelegt. Variationen der Stickstoffisotopenzusammensetzung von Nitrat in Böden und Wasser gestatten Erkenntnisse zur Denitrifikation (Kendall 2006, Hobbie & Quimette 2009).

2 Problemstellung

Vor dem Hintergrund eines nachhaltigen Landschafts- und Naturschutzes ist die Umsetzung von Renaturierungen in Mooren ein besonders wirkungsvolles Instrument für die Schaffung von intakten Wasserverhältnissen sowie den Erhalt als wertvoller Lebensraum für Tiere und Pflanzen (vgl. Blankenburg 1993, Bierhals 1994, Eigner & Schmatzler 1991).

Durch die Renaturierung kann es aus hydrologischer Sicht während bestimmter Zeitspannen zu einem erhöhten Austrag zum Beispiel von Nährstoffen und organischen Kohlenstoffen kommen (Edom 1999, Neumeister et al. 2001). Viele Autoren des internationalen Schrifttums beschreiben die Huminstoffproblematik der Moore, vergleichen dabei natürliche, drainierte und in Wiedervernässung befindliche Moorkörper (Strack et al. 2008, Höll et al. 2009, Frank et al. 2013). Die Forschungen sind vordergründig im Niedermoorbereich angesiedelt. Umfassende Untersuchungen in Hochmooren fehlen bisher.

Eine Besonderheit von Hochmooren ist, dass sie nicht selten in hydrologischen Einzugsgebieten von Talsperren, die für die Trinkwasserversorgung eine zentrale Bedeutung haben, liegen. Die Wasser- und Standortnutzung bestimmter Einzugsgebiete betrifft damit unmittelbar die wirtschaftlichen Interessen der Wasserbehörden, die diesbezüglich zumeist konträr zu denen des Naturschutzes sind.

In den sächsischen Mittelgebirgen werden seit den 1990er Jahren erhöhte Anteile an gelösten organischen Kohlenstoffen (DOC) in den Vorflutern bewaldeter und zum Teil vermoorter Einzugsgebiete in die Trinkwassertalsperren des Oberen Westerzgebirges detektiert (LTV 1999). Die Wasserwirtschaft sieht die erhöhten Stofffrachten in Zusammenhang mit der Renaturierung der Moore. Zudem müssen aus wirtschaftlicher Sicht Mehraufwendungen bei der Aufbereitung des Rohwassers kalkuliert werden, um die Trinkwasserqualität zu gewährleisten (LTV 2004, Ledesma et al. 2012, Matilainen & Sillanpää 2010).

Die veränderten Stoffkonzentrationen in den Vorflutern führen zu kontroversen Fachdiskussionen im Bereich des Umweltschutzes und der Wasserbehörden. Konfliktlösend sind seitens des RP Chemnitz mehrjährige Monitoringprogramme angelegt worden. Grunewald & Schmidt (2005), Edom et al. (1995) sowie Krüger et al. (2009) stellten das hydrologische Einzugsgebiet der Talsperre Carlsfeld in den Fokus ihrer Untersuchungen. Die Forschungsergebnisse differieren zum Teil in ihren Aussagen und sind zudem für qualitative Ableitungen zur Wirkung und Nachhaltigkeit von Regenerationsmaßnahmen in Mooren für eine zu geringe Zeitspanne angelegt. Ergänzende Untersuchungen sind erforderlich.

In diesem Kontext greift die vorliegende Forschungsarbeit die Problematik moorbeeinflusster hydrologischer Einzugsgebiete auf. Im Fokus der Untersuchungen steht der Zulauf der oberen Wilzsch zur Talsperre Carlsfeld. Die Anlage des Messnetzes geht dem raumbezogenen Ansatz einzelner Teileinzugsgebiete nach. So können einerseits die Charakteristika der Teileinzugsgebiete benannt als auch in Zusammenhang mit der Chemie des Vorfluters gebracht werden. Zur Klärung von hydrologischen Fragen auf Teileinzugsgebietsebene sollen multitraceranalytische Verfahren Anwendung finden. Dabei bedienen wir uns der natürlichen Umweltisotope ^{34}S und ^{18}O am Sulfat, ^{13}C am DIC, ^{15}N und ^{18}O am Nitrat, ^2H und ^{18}O am Wasser sowie ^{13}C am DOC. Parallel dazu begleiten hydrochemische Analysen die isopenchemischen Untersuchungen.

3 Zielsetzung und wissenschaftliche Fragestellung

Auf Grundlage und Beachtung bisher vorliegender wissenschaftlicher Untersuchungen (vgl. Kap. 4) wird der Forschungsansatz dieser Arbeit formuliert. Der Fokus der Dissertation liegt in der räumlichen Betrachtung der Teileinzugsgebiete eines hydrologischen Einzugsgebietes. Die Arbeit soll durch diesen raumbezogenen Ansatz einen wesentlichen Beitrag zur Erkenntniserweiterung in der Herkunftsanalytik von Wässern, deren Fließwege durch Standorte unterschiedlicher Nutzung geprägt sind, leisten. Methodisch bedient sich diese Arbeit der Isotopen- und Hydrochemie. Die Erkenntnisse zentrieren sich nicht nur auf einen Isotopentracer, sondern weiten sich auf eine Multitraceranalyse aus. Der Einsatz von Multitraceranalysen könnte eine Gliederung des hydrologischen Einzugsgebietes erlauben. Unterschiedliche Herkunftsräume, die durch verschiedenste Stoffumsetzungsprozesse charakterisiert sind, sollen herausgestellt werden. Die Möglichkeit das Einzugsgebiet nicht als Ganzes zu betrachten, sondern Teilgebiete zu beleuchten, ist dadurch gegeben. Dies geschieht vor dem Hintergrund der Trinkwasserproblematik. Eine Aufhellung des Ursachegeflechtes von Stoffeinträgen in die Talsperre könnte somit auch für naturschutzfachliche Belange von Bedeutung sein.

Für die Untersuchungen bietet sich exemplarisch das Einzugsgebiet der oberen Wilzsch an, welches sowohl durch Fichtenforste als auch durch Hochmoore, die sich zum Teil in Renaturierung befinden, auszeichnet. Ziel der Arbeit ist es somit, mit Hilfe modernster Isotopenanalysen Herkunftsdefinitionen der hydrochemischen Komponenten und ihrer reaktiven Verknüpfungen im Talsperrenzulauf herauszuarbeiten.

Die nachfolgenden Forschungsarbeiten stellen die verschiedensten Wirkungsgefüge der Stoffflüsse von Mooren in Wassereinzugsgebieten dar. Die Veränderung und Bereitstellung von DOC im Boden sowie der Austrag in die Vorflut erfolgt durch das Medium Wasser (Evans et al. 2005, Agren et al. 2008a).

In Orientierung an das Medium Wasser als Transportmittel lassen sich entsprechend der Intention der Arbeit folgende wissenschaftliche Hauptfragen entwickeln:

- (F1) Ist der hydrochemische Beitrag - im Besonderen DOC - der unterschiedlichen Stoffsysteme des hydrologischen Einzugsgebietes letztlich am finalen Pegel Wilzsch messbar?
- (F2) In wie weit leisten die Fichtenforste ihren Anteil zum hydrochemischen Milieu der Vorfluter?
- (F3) Von welcher atmosphärischen Grundlast kann im Untersuchungsgebiet ausgegangen werden? Ist diese an den einzelnen Messstandorten nachweisbar?

4 Stand der Forschung

Die Vorfluter bewaldeter Einzugsgebiete der Mittelgebirgslagen sind nicht selten durch erhöhte Konzentrationen gelöster organischer Kohlenstoffe (DOC) charakterisiert. Grundlegende Studien zur Stoffdynamik in hydrologischen Einzugsgebieten erscheinen vor allem in den 90er Jahren und Anfang 2000. Langzeitstudien in Europa und Nordamerika weisen auf steigende DOC - Gehalte hin (Freemann et al. 2001a, Monteith et al. 2007, Evans et al. 2005, 2006, Hejzlar et al. 2003). Das Problem eines erhöhten DOC - Exports ist allseits bekannt, doch besteht Uneinigkeit in der Erklärung des Ursachengeflechts (Roulet & Moore 2006, Clark et al. 2007a). Die DOC - Konzentrationen zeigen starke jahreszeitliche Schwankungen, die positive Korrelationen zum Abflussverhalten im Einzugsgebiet aufweisen (Agren et al. 2008a,b). Das Wasser wird entlang des Fließweges chemisch durch die verschiedensten lokalen Bodenschichten beeinflusst und nimmt dabei eine Art chemische Signatur an. Dabei spielen laterale Flüsse sowie Transmissivitäten eine entscheidende Rolle, die sich in der Mobilisation von Wässern verschiedenen Alters auswirken (Bishop et al. 2004, Laudon et al. 2002, Wassenaar et al. 1990).

Veränderte DOC – Konzentrationen

Freemann et al. (2001a) beobachten in 11 Fließgewässern Großbritanniens einen Anstieg des DOC - Gehaltes um 65 % innerhalb von 12 Jahren. Sie führen die veränderten DOC - Konzentrationen in den Fließgewässern auf steigende Temperaturen zurück, die in Zusammenhang mit einem Anstieg phenolischer Komponenten stehen. Bellamy et al. (2005) erheben aus Bodendaten in England und Wales einen jährlichen Kohlenstoffaustrag von 4 Millionen Tonnen für 1978 bis 2003. Bellamy et al. (2005) schließen veränderte Landnutzungen ursächlich aus. Hingegen werden Klimaveränderungen suggeriert. Dem widersprechen Schulze & Freibauer (2005). Sie führen die erhöhten Kohlenstoffausträge mit veränderter Landnutzung und Management ins Feld.

Evans et al. (2006) berichten von steigenden DOC - Konzentrationen in Seen und Flüssen Großbritanniens von 1988 - 2003. Dabei kommen sie zu dem Schluss, dass klimatische Faktoren nicht die alleinige Ursache für den veränderten DOC - Austrag sind. Vielmehr ist es eine Kombination veränderter klimatischer Bedingungen, dem Rückgang schwefelsaurer Depositionen und Meersalzablagerungen. Demzufolge führen verringerte Bodenacidität und Ionenkonzentration zu einer erhöhten Löslichkeit an DOC.

Hejzlar et al. (2003) zeigen in einer Langzeitstudie von 1960 - 2000 im tschechischen Mälše Flusseinzugsgebiet einen Anstieg der DOC - Konzentrationen seit 1980. Der Wandel wird mit veränderten Temperaturen, dem Einzugsgebietswasserhaushalt sowie dem Rückgang atmosphärischer Depositionen erklärt. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Oulehle & Hruška (2009) in Trinkwasserreservoirs und Flüssen im tschechischen Erzgebirge im Zeitraum von 1969 - 2006. Während die Temperaturen zwischen 1969 und 2006 um 1,8 °C steigen, kann keine Veränderung des Niederschlags beobachtet werden. Monteith et al. (2007) schlussfolgern aus einer 14jährigen Studie (von 1990 bis 2004) in schwedischen Fließgewässern einen erhöhten Austrag an DOC. Steigende DOC - Gehalte werden in Zusammenhang mit dem Rückgang anthropogener Schwefeldepotionen sowie einem Anstieg der Lufttemperatur und des CO₂ - Gehaltes gebracht. Im Hudson River stellt Findlay (2005) über einen Zeitraum von 16 Jahren eine Verdopplung der DOC - Fracht fest. Er sucht die Ursachen in veränderten Stickstoffeinträgen und der damit verbundenen mikrobiellen Umsätze im Boden.

Hongve et al. (2004) beschreiben die DOC - Problematik an norwegischen Seen, die der Trinkwassernutzung unterliegen. Sie führen die Braunfärbung und Versauerung des Wassers auf veränderte Eigenschaften des NOM zurück. Erhöhte Niederschlagsmengen führen zu einer Änderung der Fließwege im Einzugsgebiet, die eine vermehrte Auswaschung organischen Materials implizieren.

Saisonale Abhängigkeit

Agren et al. (2008a) stellen eine zweijährige Detailuntersuchung einer 14jährigen Langzeitstudie im River Öre in Nordschweden gegenüber. Sie beobachten 30 - 50 % höhere TOC - Werte zwischen Juli bis November im Vergleich zum April bis Juni (Frühjahr). Beide Studien bestätigen die saisonalen Variationen zwischen TOC und Abfluss und somit die Abhängigkeit des TOC - Austrags von hydrologischen und klimatischen Bedingungen. Dawson et al. (2008) stellen Langzeituntersuchungen in der Zeit von 1987-2006 entlang eines klimatischen Transektes in Schottland gegenüber. In Abhängigkeit gebietscharakteristischer klimatischer Faktoren wie Niederschlag und Temperatur werden saisonale Unterschiede des DOC - Austrags beobachtet. Die Kontraste differieren vor allem zeitlich und quantitativ. So sind die höchsten DOC - Austräge in den regenreicheren Untersuchungsgebieten zwischen Juli bis November und niedrigere Werte zwischen Dezember und Mai messbar. In den trockneren Gebieten ist ein herbstlicher DOC - Schub beobachtbar. Sie schlussfolgern, dass Variationen der Niederschläge, Umsatzzeiten, Bodentypen sowie hydrologische Fließwege den DOC - Austrag bestimmen.

Die höchsten TOC - Konzentrationen des borealen Raumes werden von Ivarsson & Jansson (1994) sowie Scott et al. (1998) während Starkregenereignissen im späten Sommer und Herbst beobachtet. Ursächlich dafür ist die Tatsache, dass mikrobielle Aktivitäten und Oxidationsprozesse, die die Bildung gelöster organischer Kohlenstoffe in Böden bedingen, vornehmlich im Sommer stattfinden (Ivarsson & Jansson 1994, Scott et al. 1998). Höll et al. (2009) sowie Moore et al. (2008) erkennen eine Korrelation zwischen DOC - Produktion und C - Mineralisation, die somit die Saisonalität der DOC - Konzentrationen erklären. Sowohl Temnerup & Bishop (2005) als auch Ivarsson & Jansson (1994) betonen, dass Starkregenereignisse nur die Ausnahme im jährlichen Abflussgeschehen bilden.

Aus Untersuchungen im Einzugsgebiet von Oder und Spree führen Sachse et al. (2005) die saisonalen Differenzen im DOC - Export auf reduzierte Primärproduktion und reduzierte mikrobielle Aktivitäten in den Wintermonaten, die im Zusammenhang mit niedrigen Temperaturen stehen, zurück. In der produktiven Phase gewinnt der autochthone DOC - Input in Flusssystemen neben allochthonen DOC - Quellen an Bedeutung. Dabei wurden Moore als wichtigste Kohlenstoffquelle für Oberflächengewässer herausgestellt. Hingegen kommen Frost et al. (2006) im Ontonagon Flusseinzugsgebiet in Nordmichigan zu dem Schluss, dass die DOC - Konzentrationen in Fließgewässern von multiplen Faktoren abhängig sind und entlang des Fließweges sehr differieren. Der Flächenanteil von Mooren im Einzugsgebiet erklärt nicht alleinig die Variationen des DOC - Austrages.

So schlussfolgern Agren et al. (2008b) aus neun schwedischen Flusseinzugsgebieten im borealen Raum mit unterschiedlichen Anteilen an Moorflächen, dass Unterschiede im DOC - Charakter in der Besonderheit der hydrologischen Fließwege sowie der Einzugsgebietscharakteristik begründet liegen. Die Bestimmung des Molekulargewichtes erlaubt die Aussage, dass die Waldböden im Vergleich zu den Mooren während der Schneeschmelze im Frühjahr mehr DOC im Vorfluter verteilen als im Winter.

Charakteristik von Teileinzugsgebieten

Die Höhe sowie die saisonale Abhängigkeit des DOC - Austrags in Flusssysteme ist neben der räumlichen Lage der Feuchtgebiete zum Vorfluter vom Flächenanteil an Mooren im Einzugsgebiet abhängig (Laudon

et al. 2004, Moore 2009). Um die zeitlichen und räumlichen Veränderungen des DOC - Haushaltes in Flüssen zu verstehen, müssen die Ursprünge der organischen Komponenten und deren Fließwege näher betrachtet werden (Sachse et al. 2005).

Die chemische Zusammensetzung des Vorfluters wird durch die Vermengung von Wässern verschiedener Quellen bedingt. So fließen die Charakteristika von Teileinzugsgebieten und deren Unterschiede in Vegetation, Boden und Nutzung indirekt in die Wasserchemie des Vorfluters ein (Temnerud & Bishop 2005, Aitkenhead et al. 1999). Dabei sinkt die Variabilität der wasserchemischen Parameter flussabwärts (Temnerud & Bishop 2005).

Während Starkregenereignissen wird aus dem Boden vergleichsweise mehr TOC als aus dem Basisfluss ausgetragen (Agren et al. 2008a). Das belegt die Aussage von Bishop et al. (2004), der in den oberen Bodenhorizonten der Böden höhere DOC - Konzentrationen als in zunehmender Tiefe feststellt. In diesem Zusammenhang beschäftigen sich Bishop et al. (2004) in einem nordschwedischen Einzugsgebiet mit verschiedenen Fließwegen zum Vorfluter. Die leitfähigeren Fließwege transportieren Wasser lateral über größere Strecken, wodurch eine Vermischung von Wegen mit zum Teil verschiedener wasserchemischer Charakteristik zum Vorfluter hin gegeben ist. Jedoch stehen die oberflächennahen DOC angereicherten Horizonte nicht gleichzeitig in Verbindung mit den tieferen leitfähigen Schichten, so dass diese DOC Quelle unter hohen Abflussereignissen bedeutsam für die Wasserchemie des Vorfluters wird. Dennoch fördern gerade in bewaldeten Einzugsgebieten Makroporen, die im Wurzelbereich der Gehölze gebildet werden, den Abtransport von DOC und POC (Edom et al. 2009a).

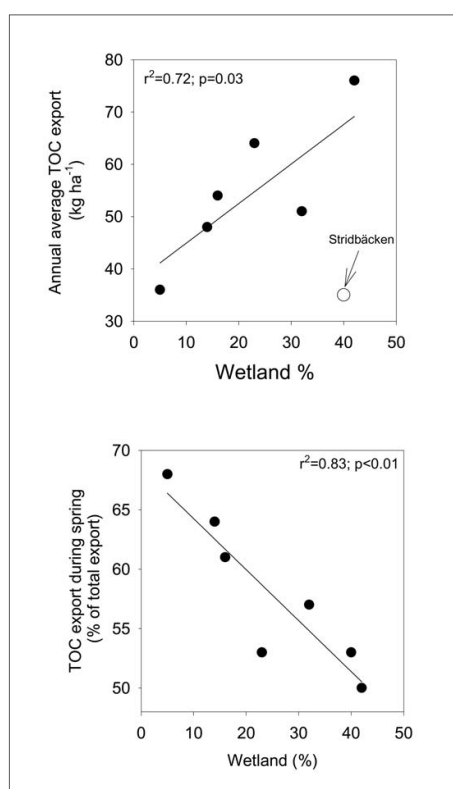


Abb. 4.1: Zusammenhang zwischen dem jährlichen TOC - Austrag und dem prozentualen Flächenanteil an Mooren (obere Abb.). Zusammenhang zwischen dem TOC - Austrag während der Frühjahrsflut und dem prozentualen Flächenanteil an Mooren (untere Abb.) (Laudon et al. 2004).

Laudon et al. (2004) stellen in ihren Untersuchungen unter anderem die Unterschiede des DOC - Austrags eines bewaldeten (EZG 0,13 km², 5 % Moore) und eines von Mooren dominierten (EZG 0,19 km², 43 % Moore) Einzugsgebietes im Frühjahr (Mai) gegenüber. Im bewaldeten Einzugsgebiet steigt der TOC - Gehalt in der Schneeschmelzphase im Mai um das Dreifache an (von 7 mg auf maximal 24 mg Mitte Mai). Im Gegensatz dazu stehen die Messungen des überwiegend durch Moore geprägten Gebietes, in dem die Gehalte während der Schneeschmelze Mitte Mai auf bis ein Viertel (10 mg) zurückgehen. Die Differenzen werden mit verschiedenen Fließwegen während der Schneeschmelze begründet. Laudon et al. (2004) stellen Nassstandorte mit hohen organischen Anteilen im Boden als wichtigste TOC - Quelle in borealen Einzugsgebieten heraus. Diese sowie weitere Studien fanden einen positiven Zusammenhang zwischen dem DOC - Export und dem Flächenanteil von Moorstandorten (Dillon & Molot 1997, Laudon et al. 2004, Kalbitz et al. 1999, Sachse et al. 2005) (Abb. 4.1). Andersson & Nyberg (2008) untersuchen 68 kleinere Einzugsgebiete in Schweden mit unterschiedlichen Flächenanteilen an Mooren. Sie finden signifikante, aber keine strengen, Korrelationen zwischen dem Anteil an Moorflächen und der DOC - Durchflussmenge im Vorfluter während normalem Abfluss, hingegen keine bei hohen Abflussereignissen. Nur 50 m vom Vorfluter entfernt liegende Moore haben keinen Einfluss auf die DOC - Menge im Vorfluter.

Hongve (1999) vermittelt Unterschiede der DOC - Produktion zwischen Substrattypen in bewaldeten Ein-

zugsgebieten. Die DOC - Konzentration sowie die Farbe von frischem Streuabfall ergaben nach Regenwasserperkolatation höhere Werte als ältere Waldstreu und organische Böden. Kiefernstreu erbrachte im Herbst zweimal höhere DOC - Werte als die Streu von Fichtennadeln. Im Sommer waren die Konzentrationen ähnlich. Höhere DOC - Gehalte wurden in tieferen Torfprofilen gefunden, die ein Ergebnis langer Wasserspeicherung waren und nicht mit der Produktion in diesen Schichten in Zusammenhang standen. Sowohl Hongve (1999) als auch Schiff et al. (1990) führen die DOC - Gehalte im Oberflächenwasser vordergründig auf die terrestrische Primärproduktion zurück.

Allerdings führen Edom et al. (2009a) an, dass die höheren DOC - Konzentrationen in tieferen Torfprofilen im Katotelm durch verringerte hydraulische Leitfähigkeit nicht zwangsläufig ausgeschwemmt werden müssen. Das Katotelm wird aufgrund der hydraulischen Struktur als ein träges System charakterisiert, welches Informationen der Immissionseinträge von Jahren bis Jahrzehnten speichert.

Untersuchungen von Clark et al. (2008) im Mittelgebirge Penninen in England stellen den Austrag von Moorböden und organisch-mineralischen Böden im Vorfluter des Cottage Hill gegenüber. Die Ergebnisse zeigen gute Korrelationen der oberen 5 cm der Moorbodenwässer mit dem Vorfluter, hingegen eine schwächere Korrelation in 20 bis 50 cm Tiefe. Der oberflächennahe organische Pool stellt sowohl für die Böden als auch das Mooregebiet in Cottage Hill die Primärquelle des DOC dar. Die Differenzen im DOC - Austrag beider Quellen werden bei steigenden Abflussereignissen beobachtet. Während die DOC - Konzentrationen aus Mooren sinken, steigen die der organisch - mineralischen Böden.

Die Studie von Bengtsson & Törnemann (2004) in Nordschweden zeigt im Vorfluter zwei verschiedene C - Pools, die DOC unterschiedlichen Alters liefern. Die erste Fraktion stammt aus organischen Auflagen und den A - Horizonten der terrestrischen Böden. Der Anteil dieser Fraktion kann über 50 % liegen und wird vornehmlich mit dem Interflow ausgetragen. Die ältere DOC - Fraktion entstammt dem mikrobiellen Abbau der Torfe aus tieferen Schichten und wird über den Basisabfluss ausgetragen.

Stoffaustrag

Böden und Moore sind die Hauptquelle des DOC - Austrags in Flüsse. Dennoch sind signifikante Belege für den Boden als DOC - Quelle für den Input in Flüssen wenig belegt. Dies dürfte in Zusammenhang mit der Komplexität von Böden, deren hydrologischen Bedingungen sowie zahlreichen Faktoren, die die Mobilität von DOC beeinflussen, stehen. Auch sind Untersuchungen in dieser Richtung aufgrund der Komplexität der Einflussfaktoren und somit der Messanlage schwierig. Simultane Messungen im Boden und Vorfluter in Beziehung zum Grundwasser, Oberflächenwasser sowie atmosphärischen Input sind notwendig (Schulze & Freiburger 2005, Neff & Asner 2001, Bauer & Bianchi 2011).

Trotz sinkender atmosphärischer Depositionen seit 1989 sind die positiven Auswirkungen auf das Boden- und Flusswassers nur dürrig (Hruška et al. 1999). Hruška et al. (2002) zeigen dies im Flussgebiet Lysina in Westböhmen. Ein geringer Basenhaushalt, steigende Al- und sinkende Ca - Gehalte sind bezeichnend für ein durch langjährige Azidifikation geprägtes Gebiet. Im einem Szenario bis 2030 können leichte pH - Wertanstiege, ein immer noch geringer Basenhaushalt und ein verschlechtertes Ca/Al - Verhältnis berechnet werden. Diese Entwicklung ist nicht nur den atmosphärischen Säureeinträgen, sondern auch der intensiven Fichtenmonokultur zuzuschreiben. Zu ähnlichen Ergebnissen hinsichtlich der Wasserqualität kommen auch Evans et al. (2001) in einem länderübergreifenden Langzeitmonitoring.

Sowohl Evans & Montheits (2001), als auch Evans et al. (2005, 2012) führen die Zunahme der DOC - Mobilität auf den Rückgang der atmosphärischen Säuredeposition - verbunden mit einem Anstieg der Temperatur zurück.

Hinsichtlich des Stoffaustrages zeigen Ivarsson & Jansson (1994) höhere DOC-Gehalte und mehr Varia-

bilität in kleineren Flüssen. Somit sind auf der Betrachtungsebene kleinerer Einzugsgebiete höhere DOC - Konzentrationen zu erwarten. Temnerud & Bishop (2005) beobachteten im River Ore Basin in Nordschweden bei generell sehr geringer elektrischer Leitfähigkeit keine Unterschiede auf der gesamten Fließstrecke des Vorfluters. Die DOC - Gehalte sinken flussabwärts, während der pH-Wert steigt. Zudem sind die Variabilitäten im August 2002 im Vergleich zum Juni 2000 höher, da der Abfluss im August durchschnittlich größer ist.

Die Heterogenität von DOM ermöglicht die Anlagerung verschiedenster chemischer Verbindungen wie zum Beispiel von Metallen und organischen Schadstoffen. Somit könnte eine Veränderung der Menge oder Qualität an DOC eine Erhöhung bzw. Senkung im Austrag von Metallen und organischen Stoffen bewirken (Cory et al. 2004), die die charakteristischen Veränderungen angrenzender Ökosysteme bedingen. So beeinflusst der Gehalt gelöster organischer Kohlenstoffe im System den pH-Wert, die Pufferkapazität, die Nährstoffkonzentrationen sowie die Bioverfügbarkeit bzw. Toxizität von Metallen und organischen Schadstoffen (Köhler et al. 1999, Steinberg 2003, Temnerud & Bishop 2005). In diesem Zusammenhang ist das Stickstoffangebot einzubeziehen. Eine Stickstofflimitation verändert das Verhältnis von mobilem DOC und sobiertem (Neff et al. 2002).

Auswirkungen von Entwässerungsmaßnahmen

Im Zuge der forstwirtschaftlichen und landwirtschaftlichen Nutzung sowie des Torfabbaus führte die Anlage von Entwässerungssystemen zu einer Drainierung der Moore (Joosten & Clarke 2002). Van Seters & Price (2002) folgerten einen steigenden Moorabfluss und damit einen erhöhten DOC - Austrag durch den Bau von Grabensystemen. Durch Drainage und Torfabbau wurden die physikalischen Eigenschaften der oberen Schichten des Akrotelms gestört. Die natürliche Sphagnumvegetation wurde durch Grasspezies verdrängt. Somit sinkt die ehemals enorme Wasserspeicherkapazität der moosbewachsenen Schichten. Die Wurzeln der Grasspezies bedienen sich des Wassers größerer Tiefen, was wiederum zu einer Verstärkung des niedrigen Wasserspiegelleveles im Sommer führt (Schouwenaars 1996). Aus der Wasserspiegelabsenkung durch Drainagegräben resultieren Torfschrumpfungsprozesse und die Reduktion hydraulischer Verbindungen sowie eine Erhöhung der Fluktuation des Wasserspiegels im Moor, die folglich Oxidationsprozesse im Moorkörper hervorrufen (Price 2003). Aerobe Bedingungen verstärken mikrobiologische Zersetzungsprozesse und verschlechtern die Milieubedingungen für eine erneute Ansiedlung von Sphagnum (Schouwenaars 1996).

Hintergrund der Studie von Strack et al. (2008) war der Einfluss ökologischer, physikalischer und hydrologischer Faktoren und deren Wirkung auf die DOC - Dynamik. Die Untersuchungen wurden in einem Niedermoor in Kanada in der Zeit von 2001 - 2004 angelegt. Strack et al. (2008) betrachteten vergleichend die DOC - Konzentrationen von Porenwasser und Oberflächenwasser eines natürlichen Moores, eines Moores in dem zeitnah ein Entwässerungssystem angelegt wurde und eines Moores, welches bereits neun Jahre vor Beginn der Studie durch Wasserspiegelabsenkung charakterisiert war. Die Ergebnisse verdeutlichen ein Anstieg sowohl im Poren- als auch Oberflächenwasser beider drainierter Moore gegenüber dem natürlichen. Weiterhin nahmen die Schwankungen des Wasserspiegels in drainierten Mooren über die Zeit zu. So wurden die oberen Torfhorizonte aeroben Bedingungen ausgesetzt. Die Horizonte im Wasserspiegelschwankungsbereich bieten optimale Bedingungen für Humifizierung und Zersetzung der organischen Substanz (Edom et al. 2009a). Durch plötzliche Regenereignisse können drainierte Moore nach Phasen längerer Trockenheit zu einer Quelle von DOC werden. Hingegen wird die DOC - Produktion in ständig gesättigten Böden durch anaerobe Bedingungen gehemmt (Strack et al. 2008).

Höll et al. (2009) zeigten an einer einjährigen Forschungsreihe eines seit 20 Jahren in Wiedervernässung

befindlichen Moores im Donauried in Südwestdeutschland, das Wiedereinstellen von typischen Moorbedingungen. Geringere DOC - Konzentrationen in unterschiedlichen Tiefen des erfolgreich wiedervernässten Standortes wurden einem drainierten gegenübergestellt (Abb. 4.2). Niedrige DOC - Gehalte, die

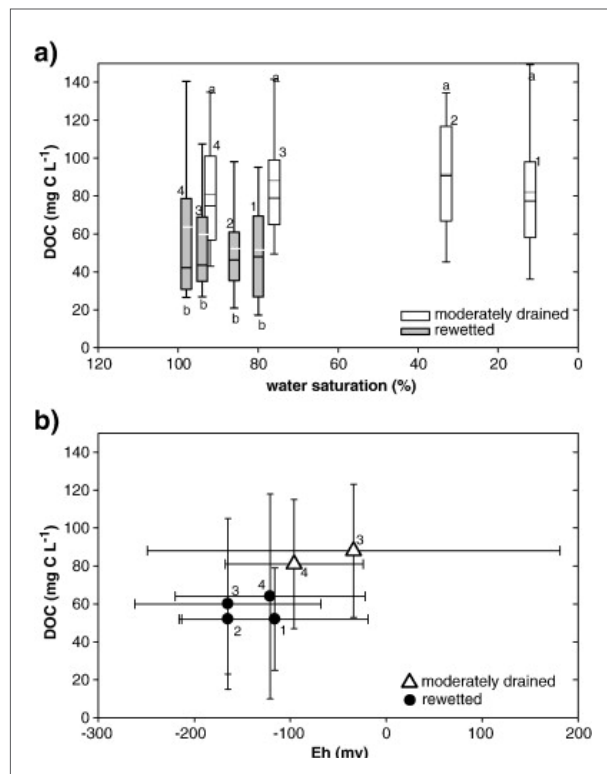


Abb. 4.2: Zusammenhang zwischen der DOC - Konzentration (Mittel = dicke Linie) von wiedervernässten und mäßig drainierten Standorten. Wassersättigung: 1 in einer Bodentiefe von 10 cm, 2 in 20 cm, 3 in 40 cm und 4 in 60 cm Bodentiefe. a und b markieren statistisch signifikante Unterschiede zwischen Standorten und Bodentiefe ($P < 0.001$) (Höll et al. 2009).

Höll et al. (2009) führen geringe DOC - Gehalte und eine niedrige UV - Extinktion, die ein geringes Phenollevel postulieren, ins Feld. Sie bringen ihre Ergebnisse nicht mit dem „enzymic latch“ Mechanismus von Freeman et al. (2001a, b) in Verbindung, die die Phenoloxidase als zentrale Schlüsselfunktion in der C - Dynamik von Mooren beschreibt. Wobei durch Grundwasserspiegelabsenkungen ein aerobes Milieu geschaffen wird. Die Aktivität der Phenoloxidase steigt und somit geht eine sinkende Phenolkonzentration mit einer beständigen DOC - Produktion einher (Freeman et al. 2001a).

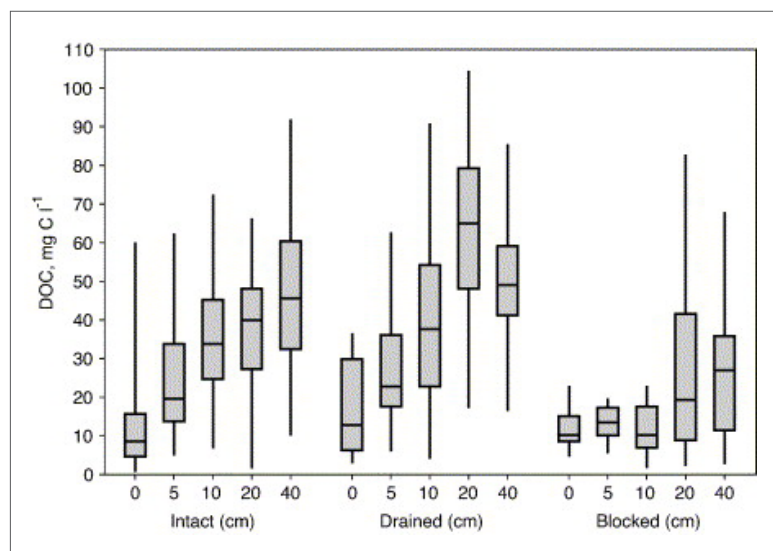


Abb. 4.3: DOC - Gehalte in Abhängigkeit von der Tiefe für intakte, drainierte und gestaute Standorte. Die obere Box stellt das dritte Quartil (Q3) dar, welches durch den Median von der unteren Box (dem ersten Quartil (Q1)) getrennt wird. Die Ausdehnung des oberen Whisker zeigt die höchsten Werte, mit einem Höchstlimit ($Q3 + 1.5 (Q3 - Q1)$), während der untere Whisker die niedrigsten Werte präsentiert (unteres Limit = $Q1 - 1.5 (Q3 - Q1)$) (Wallage et al. 2004).

Isotopenchemische Ergebnisse

Hydrologische Einzugsgebietsuntersuchungen ermöglichen mit Hilfe isotopenhydrologischer Methoden Quellen und Fließwege des Wassers sowie Reaktionsprozesse aufzuzeigen (Kendall & McDonnell 2006). Kendall & McDonnell (2006) reflektieren in ihrem Buch die Entwicklung und Perspektiven von Isotopentracern in der Wassereinzugsgebietshydrologie. Dabei werden unter anderem zeitliche und räumliche Variationen im Wasser und gelösten Substanzen sowie Problematiken ausgewählter Einzugsgebiete aufgezeigt. Eine Einführung in die Umweltisotope, die Betrachtung von ^{18}O und ^2H im Wasserkreislauf sowie einzelne Fallstudien sind ebenso bei Clark & Fritz (1999) zu finden. Auch Sharp (2007) gibt einen ausführlichen Einblick in die Isotopengeochemie und Michener & Lajtha (2007) über stabile Isotope in der Ökologie und den Umweltwissenschaften. Grundlagen zu Umweltisotopen als Tracer in der Hydrologie sind ebenfalls in Kendall et al. (2014) in einer überarbeiteten Version beschrieben.

Der Niederschlag als wichtigste Wasserspeisung eines Einzugsgebietes ist hinsichtlich der isotopischen Zusammensetzung im Jahresgang sehr variabel. Die Analytik der Isotope am Wasser erlaubt die Identifizierung von Niederschlagswasser, Boden- und Grundwasser in Vorflutern. Dies gibt einen Einblick in die Mischungsprozesse (Soulsby et al. 1999). Die verschiedenen Parameter, die die isotopische Zusammensetzung des Niederschlags bedingen, werden ausführlich bei Ingraham (2006) behandelt. Durch Isotopieeffekte kommt es zu Veränderungen der Signatur. Diese beruhen im Wesentlichen auf Phasenverschiebungen (Verdunstung, Kondensationen etc.) (Kendall & McDonnell 2006).

Kohlenstoff – ^{13}C am DIC und DOC

In Hinblick auf die Kohlenstoffproblematik bietet ^{13}C als natürlicher Tracer gute Einsatzmöglichkeiten im Hinblick auf die Veränderung des $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ Verhältnisses während verschiedener Transformationsprozesse (Clark & Fritz 1999).

Spezies von DIC in der Atmosphäre und im Niederschlag werden von anthropogenen und biotischen CO_2 - Quellen beeinflusst. Die Diffusion und Lösung von CO_2 führt zu einer Fraktionierung von ^{13}C . Wenn CO_2 in Wasser diffundiert, kann es zur Ausbildung verschiedener Spezies von DIC ($\text{CO}_2(\text{aq})$, H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-}) kommen. Konzentration und Verteilung sind abhängig vom pH - Wert (Clark & Fritz 1999). Fraktionierungsfaktoren zwischen den verschiedenen Kohlenstoffspezies, gelöst im Wasser bzw. gasförmig, sind der Arbeit von Mook (2001) zu entnehmen.

Isotopenchemische Arbeiten zu DIC in der Atmosphäre und im Niederschlag existieren von Górka et al. (2011). Sie untersuchen in Südpolen die Konzentrationen an CO_2 und DIC sowie die Zusammensetzung an $\delta^{13}\text{C}$ im Niederschlag und der Atmosphäre und damit den Einfluss von CO_2 auf die Zusammensetzung von DIC. Weitere Forschungsarbeit zu DIC hinsichtlich Konzentration und Zusammensetzung in hydrologischen Einzugsgebieten leisten Amiotte - Suchet et al. (1999) in den Vogesen.

Die Produktion von DIC ist an die Verwitterung von Karbonatmineralien sowie silikatischen Mineralien durch sauren Regen, Kohlensäure bzw. andere starke Säuren geknüpft. Eine Vielzahl von Prozessen beeinflusst den messbaren $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Wert in Vorflutern, wie die CO_2 - Entgasung, der Austausch mit atmosphärischen CO_2 oder Boden CO_2 , Methanoxidation etc. (Kendall 1993, Stevens & Rust 1982). Der Isotopenwert ist unter anderem abhängig vom Pflanzenbestand, dem Boden sowie dem Gesteinsuntergrund. Fernandez et al. (2005) untersuchten in Galizien Waldkiefern (*Pinus sylvestris*) und Strandkiefern (*Pinus pinaster*) auf Granit und Schiefer. Die natürlichen ^{13}C - Häufigkeiten beider Baumarten stimmten mit den Werten für C_3 Pflanzen überein, die von -24 bis -30 ‰ reichen. Die höheren ^{13}C - Werte der Waldkiefern wurden nach Hultine et al. (2000) mit den Standorteigenschaften höherer Lagen begründet, da sich die Differenz zum ^{13}C - Wert der Luft verringerte.

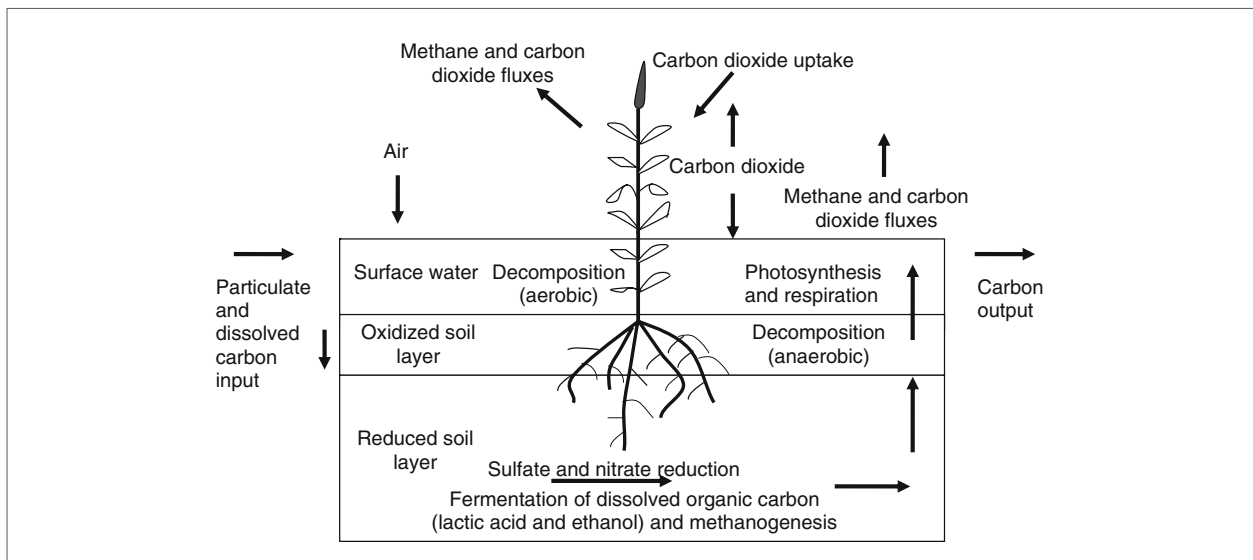


Abb. 4.4: Schematische Darstellung der Hauptkomponenten im Kohlenstoffkreislauf (Kayranli et al. 2010).

Drigo et al. (2008) zeigten die Abhängigkeit des ^{13}C - Wertes der Bäume vom Substrat der Bodenbildung. So präsentierten auf Granit gewachsene Waldkiefern höhere ^{13}C - Werte ($-24,3 \pm 0,3 \text{ ‰}$) als über Schiefer ($-25,0 \pm 0,7 \text{ ‰}$). Ebenso war die isotopische Zusammensetzung der Böden verschieden. Während die ^{13}C - Werte der Streu eine Abreicherung von etwa $2,8 \text{ ‰}$ für Waldkiefern und $2,1 \text{ ‰}$ für Strandkiefern aufwiesen, zeigten die Böden wiederum eine Anreicherung, die am deutlichsten in 0 - 5 cm Tiefe war ($-26,3 \pm 0,4 \text{ ‰}$, $-25,8 \pm 0,3 \text{ ‰}$, $-25,6 \pm 0,4 \text{ ‰}$ unter Waldkiefern für 0 - 5, 5 - 15 und > 15 cm Tiefe). Auf granitischem Untergrund eines Waldkiefernbestandes war der Boden um $0,9 \text{ ‰}$ angereichert. Die ^{13}C - Anreicherung nahm mit der Tiefe zu. Die Gründe dafür können zum einen in Zusammenhang mit biochemischen Prozessen und Humifizierung sowie dem fortschreitenden ^{13}C - Abbau von Pflanzenmaterial als Ergebnis des atmosphärischen ^{13}C - Abbaus gebracht werden. Der Mechanismus der ^{13}C - Gradients in SOM wurde von Drigo et al. (2008) mit der Abnahme von $\delta^{13}\text{C}$ des atmosphärischen Kohlendioxids während der letzten 200 Jahre begründet. Ehleringer et al. (2000) führten in diesem Zusammenhang die bevorzugte mikrobielle Nutzung bestimmter Streukomponenten verschiedenster isotopischer Signaturen auf. Während die Einlagerung mikrobiell abgeschiedener Produkte eine Anreicherung von ^{13}C herbeiführten (Boström et al. 2007).

Bragazza & Iacumin (2009) untersuchten die isotopische Kohlenstoffzusammensetzung der Streu von zwei Sphagnumspecies und vier Gefäßpflanzen. Die Ergebnisse veranschaulichen, dass die Zersetzungsrate der Sphagnumstreu langsamer ablief, als die der untersuchten Gefäßpflanzen. Zudem bestätigten die Autoren eine Abnahme der ^{13}C - Häufigkeit des respirierten CO_2 und eine konsequente ^{13}C - Anreicherung der residualen Streu bei steigender Temperatur.

Cerling & Quade (1993) sowie O'Leary (1981) schließen aus zahlreichen Studien, dass das durch Respiration entstehende CO_2 im Boden die isotopische Zusammensetzung des DIC bestimmt, während die isotopische Zusammensetzung des respirierten Kohlendioxids im Boden durch das Isotopensignal der Vegetation bestimmt wird.

Ebenso spielt die Diffusion gelöster Gase beim vertikalen Transport eine entscheidende Rolle (Clymo & Bryant 2008). Cerling & Quade (1993) weisen in ihren Untersuchungen auf einen Tiefengradienten bei der Untersuchung von Böden hin. Schon ab 25 cm Tiefe ändert sich das ^{13}C - Signal des Bodenkohlendioxids nicht mehr. Der Wert bleibt konstant - bei etwa $-22,5$ bis -23 ‰ . Bei 10 cm Tiefe liegt der ^{13}C - Wert am CO_2 1 ‰ höher.

Die Bestimmung der isotopischen Zusammensetzung von DOC in der Wassereinzugsgebietsanalytik ist ebenfalls Gegenstand einiger Studien. Dabei wird die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Analytik zur Klärung von Ursprung und Verbleib des DOC in Wassereinzugsgebieten angewendet. Erste Erkenntnisse zur räumlichen und zeitlichen Variabilität von DOC in hydrologischen Einzugsgebieten unterbreiten Amiotte - Suchet et al. (2007) im Granitmassiv Morvan in Frankreich. Die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Werte im Vorfluter machen eine Unterscheidung des organischen Materials durch Verschiedenheiten in der Vegetationsbedeckung aus. Auch Ludwig et al. (2000) zeigen die Abhängigkeit der DOC - Produktion von der Streu. Des Weiteren ergeben die Bodensickerwasseranalysen eine Veränderung der DOC - Zusammensetzung mit zunehmender Tiefe (bis 40 cm).

Die stabilen Kohlenstoffwerte am DOC liegen nach Schiff et al. (1990), Wassenaar et al. (1990) sowie Grøn et al. (1996) zwischen -24 und -31 ‰. Die meisten Werte variieren in einem Bereich von -26 bis -30 ‰, der typisch für C3 - Pflanzen ist (Deines 1980). Dabei kann der $\delta^{13}\text{C}$ - Wert während der Passage des Wassers durch eine Vielzahl an Einflussfaktoren verändert werden. Die Zusammensetzung von $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ im Grundwasser reflektiert im Allgemeinen die des lokal zersetzten Materials (Wang et al. 2006 in Kendall & McDonnell). Doch ist DOC im Grundwasser chemisch verschieden von dem im Boden- und Oberflächenwasser (Wassenaar et al. 1990).

Schwefel- und Sauerstoffsignaturen am Sulfat

Der Einsatz von $\delta^{34}\text{S}$ am Sulfat ermöglicht das Aufzeigen von natürlichen und anthropogenen Schwefelquellen, während $\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat Rückschlüsse auf atmosphärische Bildungsprozesse zulässt. Depositionssulfat wird mit dem Niederschlag in die Ökosysteme eingetragen. Die Hauptquellen des Schwefeleintrags sind SO_4^{2-} und SO_2 sowie in bewaldeten Gebieten organischer Schwefel mit dem Bestandsabfall (Mayer 1993).

Isotopenuntersuchungen am $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ von Mayer (1993) zeigen im Freilandniederschlag nördlich von München Werte zwischen 8,4 und 13,7 ‰ (4/1990 - 12/1991) und im Bestandsniederschlag des Högwaldes 9,3 bis 16,2 ‰ (3/1990 – 10/1990). Es lassen sich saisonale Unterschiede mit angereicherten $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werten im Sommer ausweisen. Für $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ ergeben sich im Freiland Werte von -3,9 bis 3,5 ‰ und im Bestand 1,0 bis 4,0 ‰ ohne wesentliche saisonale Trends. Als mittleren Wert der Fernbelastung im Bestand gibt er $2,2 \pm 1,1$ ‰ an.

Eine Studie von Nowák et al. (2000) an der deutsch-tschechischen Grenze zeigt einen Rückgang der Schwefeldepositionen im Einzugsgebiet des Jezeří zwischen 1993 und 1995. Er zeigt hingegen stärkere saisonale Schwankungen im Fichtenbestand auf, als im Freiland. Die Analytik für $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ ergibt 3,4 bis 11,1 ‰ im Freiland und 2,0 bis 9,2 ‰ im Fichtenbestand. Die Ergebnisse von Durka et al. (1999) im Fichtelgebirge liegen mit einem Wertebereich von 3,7 bis 5,7 ‰ darunter. Saisonale Unterschiede in den $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werten zeigen auch Miles (2007) im Hubbard Brook Experimental Forest (New Hampshire) im Zeitraum von 1968 -2004. Miles (2007) und Miles et al. (2012) werten Langzeitanalysen stabiler Sauerstoffisotope am Sulfat in Fließgewässern und Niederschlag des Hubbard Brook aus. Schwefeldepositionen im Raum Leipzig ergeben zwischen 1999 und 2001 $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ - Werte von -1 bis 8 ‰ und 5 bis 18 ‰ für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ (Knöller et al. 2005).

Mayer (1993) untersucht Schwefelumsetzungsprozesse in bewaldeten Einzugsgebieten mit Fokus auf die wasserungesättigte Zone und das Grundwasser. Er kommt zu dem Schluss, dass das Sickerwassersulfat in 30 cm bis 80 cm Tiefe aus der Mineralisation kohlenstoffgebundenen Schwefels stammt. Die Prozesse der Sulfataufnahme durch die Vegetation, Sulfatimmobilisierung durch die Biomasse und anschließender Mineralisation bewirken die Fraktionierung innerhalb der Rhizosphäre. Durch die Mineralisation wird Sulfat freigesetzt, wodurch es zu einer Abreicherung an $^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ von mehreren Promille gegenüber dem Eintragsulfat kommt. Neben Sulfat beobachten Nowák et al. (2003) ebenfalls für Nitrat isotopisch leichtere Werte

im Bodenwasser gegenüber dem atmosphärischen Input. Die $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ - Gehalte im Sickerwasser ändern sich nur geringfügig $\leq 2\text{‰}$ (Mayer 1993). In einer Tiefe von 0 - 20 cm ist mit einer Anreicherung durch Mineralisation von 0,9, 4,2 und 1,6 ‰ für ^{13}C , ^{15}N und ^{34}S zu rechnen (Nowák et al. 2003).

Mit Veränderungen der Sulfatzusammensetzung im Sickerwasser beschäftigen sich neben Mayer (1993) ebenfalls Van Stempvoort et al. (1990). Laboranalysen sowie Untersuchungen in Kanada zeigen, dass es während der Sorption von Sulfat zu keinen nennenswerten Isotopenfraktionierungen unter Waldböden kommt. Durka et al. (1999) stellen im Fichtelgebirge keine Veränderungen der isotopischen Zusammensetzung für $\delta^{34}\text{S}$ am Sulfat während der Mineralisation fest.

Veränderungen der isotopischen Zusammensetzungen von Sulfat sind in Verbindung mit der Fließdynamik des Niederschlagswassers zu beurteilen (Mayer 1993). So bewirken eine längere Verweilzeit des Wassers im Boden, als auch geringere Niederschläge einen Austausch von gelöstem Sulfat und Bodenschwefel. Währenddessen gelangt Niederschlagswasser über Wurzel- und Tiergänge schnell chemisch unverändert in die Vorflut (Mayer 1993).

Stickstoff- und Sauerstoffs Signaturen am Nitrat

Für die Verwendung von Nitrat als Tracer in natürlichen Ökosystemen kommen die natürlichen Isotope ^{15}N und ^{18}O am Nitrat zum Einsatz. Aufgrund der geringen Variationsbreite der $\delta^{15}\text{N}$ - Werte in bewaldeten Einzugsgebieten, besteht durch die Analyse des Isotopenverhältnisses von Sauerstoff eine bessere Abgrenzung verschiedener Pools (Durka 1994a). Die duale Analytik sowohl von $\delta^{15}\text{N}$ als auch von $\delta^{18}\text{O}$ am Nitrat hat hinsichtlich der Identifizierung von Nitratquellen mehr Potential (Kendall et al. 2007). $\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$ am Nitrat bilden dual ein spezifisches Isotopensignal (Kendall 2006). Mit dem Niederschlag eingetragenes Nitrat unterliegt im Stickstoffkreislauf diversen Umsetzungsprozessen (Nitrifikation, Denitrifikation, Mineralisation) (Kendall 2006, Kendall et al. 2007) (Abb. 4.5, Abb. 4.6).

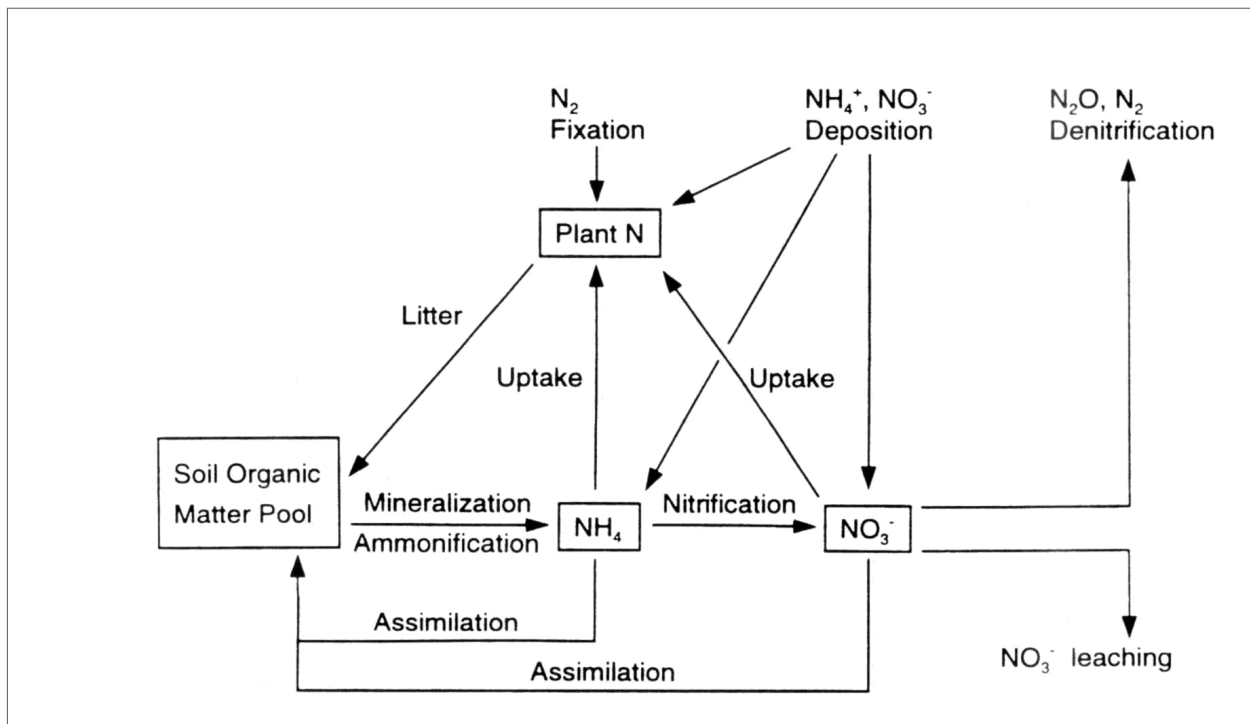


Abb. 4.5: Veränderung des $\delta^{15}\text{N}$ - Wertes durch Stickstofftransformationen und -prozesse in bewaldeten Ökosystemen (Kendall et al. 1998)

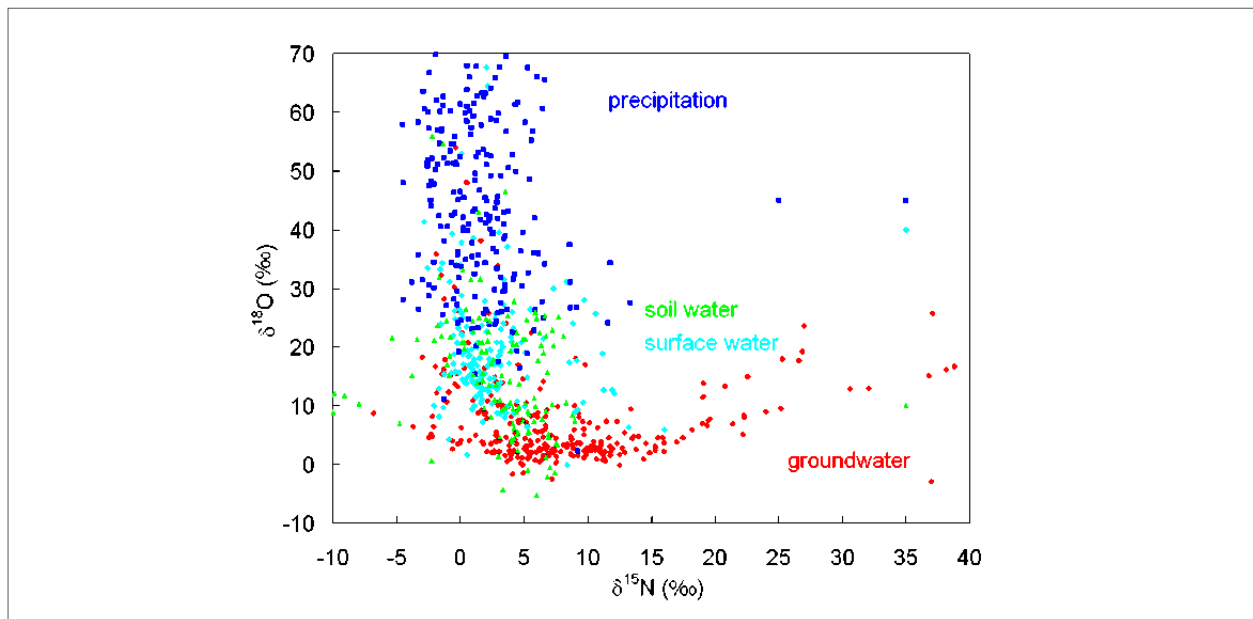


Abb. 4.6: Zusammenstellung von $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werten für Niederschlag, Bodenwasser, Fließgewässer und Grundwasser verschiedener Autoren (Kendall et al. 1998, <http://wwwrcamnl.wr.usgs.gov/isoig/isopubs/Fig16-6c.gif>).

Freyer (1991) untersucht Regenwasserproben in Deutschland und Frankreich. Er beobachtet saisonale Variationen von $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ mit geringeren Werten im Sommer (-5 ± 1 ‰) als im Winter (0 ± 2 ‰). Der saisonale $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Wert kann durch temperaturabhängigen Isotopenaustausch, variable Austräge anthropogener und natürlicher NOx - Quellen sowie photolytische Reaktionen in der Atmosphäre erklärt werden (Freyer 1991, Freyer et al. 1993). Niederschlagsuntersuchungen in den USA von Elliott et al. (2006) an 150 Standorten zeigen $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werte von 63 bis 94 ‰. Sie stellen ebenso wie für $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ saisonale Variationen für $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ heraus. Werte von über 50 ‰ für $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ verbinden Kendall et al. (2007, S. 407) mit anthropogener NOx - Verschmutzung.

79 - 98 % des jährlichen Nitrataustrages gehen auf die mikrobielle Produktion zurück (Curtis et al. 2012). Curtis et al. (2012) postulieren, dass nur ein geringer Teil des atmosphärisch eingetragenen Nitrats direkt zum Austrag kommt. Sie räumen aber ein, dass die direkte atmosphärische Komponente in bewaldeten Einzugsgebieten einen größeren Anteil einnimmt. So zeigen Durka et al. (1994b) in Quellwässern des Fichtelgebirges die Effekte des Nitrataustrages. Sowohl an den gesunden, leicht geschädigten sowie gekalkten Fichtenstandorten kommen 16 - 30 % des Nitrats atmosphärischen Ursprungs, ohne Bodenumsetzungsprozesse, direkt zum Austrag. Hingegen wird in den Gebieten, deren Bestand bereits stark durch saure Depositionen geschädigt ist, fast der gesamte atmosphärische Nitrateintrag ohne Umsetzungsprozesse exportiert. So zeigen Schneider et al. (2003) an einem forstlich genutzten Standort bei Aue (Sachsen) niedrige Nitratgehalte (5,2 mg/l), abgereicherte $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte von 1 ‰ und angereicherte $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werte von 44,7 ‰ - vergleichbar mit dem Eintragsnitrat.

Johannsen et al. (2008) zeigen die isotopische Zusammensetzung von Nitrat in fünf deutschen Flüssen. Sie können saisonale Variationen ausweisen, die auf mikrobielle Umsetzungsprozesse zurückgeführt werden. Die $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte variieren im Untersuchungszeitraum 2006 - 2007 von 8,2 ‰ zu 11,3 ‰ und von 0,4 ‰ zu 2,2 ‰ für $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$. Mayer et al. (2002) untersuchen in den USA 16 Wassereinzugsgebiete. Die geringen Nitratgehalte der Flüsse mit $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ unter 5 ‰ sowie $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ zwischen 12 und 19 ‰ führen sie auf Nitrifikationsprozesse im Boden zurück (Abb. 4.7).

Auch Burns & Kendall (2002) schlussfolgern aus den $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werten in zwei bewaldeten Einzugsgebieten bei New York, eine überwiegend durch Nitrifikation geprägte Bildung von Nitrat in Flüssen. Hingegen ist während Hochwasserevents ein stärkeres Maß atmosphärischen Nitrats in den Flüssen messbar. So zeigen

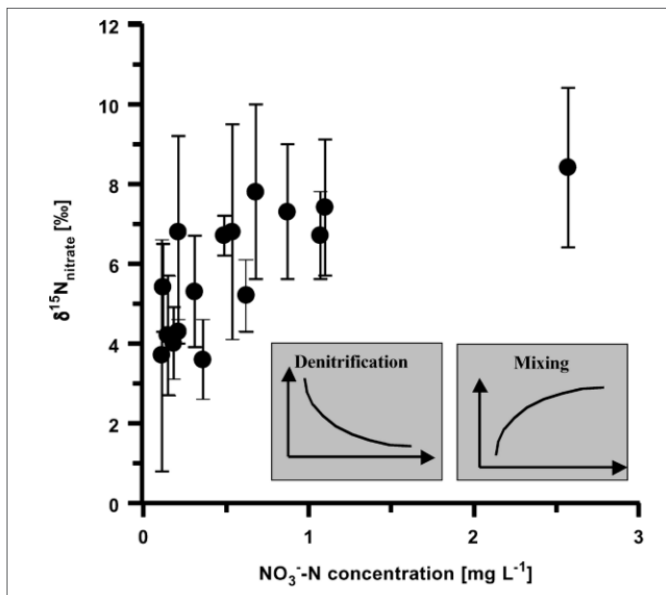


Abb. 4.7: Mittlere $\delta^{15}\text{N}$ - Werte des Fließgewässernitrats in Bezug zum NO_3^- -N - Gehalt. Die linke eingefügte Abbildung zeigt den zu erwartenden Trend steigender $\delta^{15}\text{N}_{\text{Nitrat}}$ - Werte bei sinkender Nitratkonzentration als typisch für Denitrifikation in einem isolierten geschlossenem System (Nitrat aus anderen Quellen wird nicht zugeführt). Die rechte eingefügte Abbildung stellt einen Trend bei steigenden $\delta^{15}\text{N}_{\text{Nitrat}}$ - Werten und steigenden Nitratkonzentrationen dar. Solch ein Szenario könnte als Ergebnis einer Mischung von Nitrat aus zwei unterschiedlicher Quellen erklärt werden: eine mit niedrigen Nitratkonzentrationen und $\delta^{15}\text{N}_{\text{Nitrat}}$ - Werten sowie eine mit hohen Nitratkonzentrationen und $\delta^{15}\text{N}_{\text{Nitrat}}$ - Werten (Mayer et al. 2002).

Campbell et al. (2002) dies ebenfalls für einige wenige Oberflächenwasser- und Grundwasserproben während der Schneeschmelze und starken Regenevents im Sommer. Während der Schneeschmelze stammt etwa die Hälfte des Nitrats in Flüssen aus mikrobieller Nitrifikation - weitaus mehr als die Hälfte hingegen zu allen anderen Beprobungsterminen.

Die Arbeit von Amundson et al. (2003) beschäftigt sich mit dem klimatischen Einfluss auf $\delta^{15}\text{N}$. Die stabile ^{15}N - Zusammensetzung in Böden und Pflanzen ergibt eine Abreicherung an ^{15}N mit jährlich steigenden Niederschlägen und sinkenden Temperaturen. In nasseren und kälteren Ökosystemen finden Konservierung und Umsatz des mineralischen Stickstoffs stärker statt.

5 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

5.1 Lage des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Westsachsen, im Kammereich des Westerzgebirges, ca. 2 km südwestlich der Gemeinde Carlsfeld (Abb. 5.1; 5.2) im Naturschutzgebiet „Großer Kranichsee“. Es umfasst das hydrologische Einzugsgebiet der oberen Wilzsch, das Teil des Trinkwasserschutzgebietes Talsperre Carlsfeld, des Naturparks Erzgebirge/Vogtland und des FHH-Gebietes Ergebirgskamm am Großen Kranichsee ist (Kessler et al. 2011). Dieser Raum wird durch organische Nassstandorte und Fichtenforste geprägt. Die Wilzsch bildet den Hauptzufluss in die Trinkwassertalsperre Weiterwiese, welche 905 m über NN liegt und somit die höchst gelegene Talsperre Deutschlands ist. Die Bäche von Südost und Ost sind Nebenzuflüsse. Das 5,42 km² große Einzugsgebiet der Talsperre unterliegt vorwiegend der forstwirtschaftlichen Bewirtschaftung.

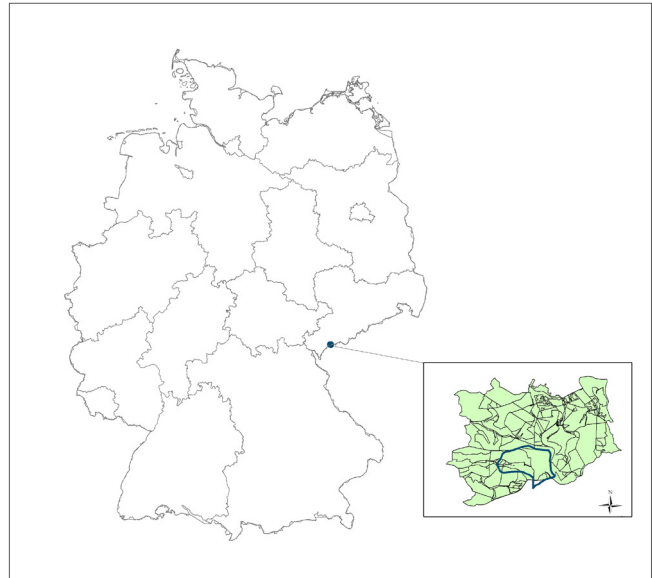


Abb. 5.1: Übersichtskarte – Lage des Untersuchungsgebietes

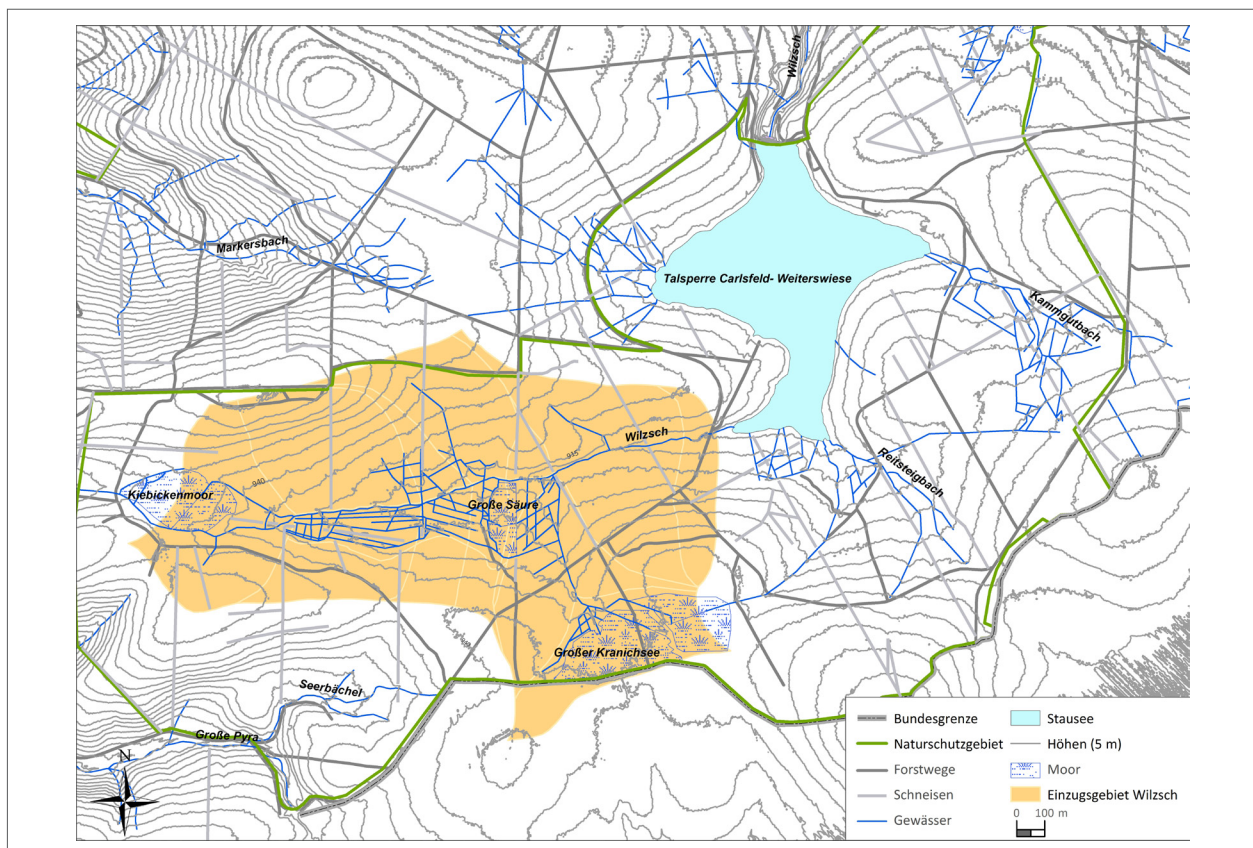


Abb. 5.2: Gesamtkarte mit Einzugsgebietsgrenzen

5.2 Das Einzugsgebiet der oberen Wilzsch

Die Untersuchungen konzentrieren sich auf das Einzugsgebiet der oberen Wilzsch mit einer Fläche von 1,72 km² (Abb. 5.2). Das Höhenniveau liegt zwischen 905 mNN und Erhebungen von 950 - 970 mNN. Der am häufigsten auftretende Bodentyp ist neben dem Podsol der Braunerde-Podsol. Die mittlere Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 4,4 °C und die langjährige Niederschlagssumme 1335 mm/a (TS Weiterswiese 1961-1990). Berechnungen von Münch et al. (2008) ergeben einen mittleren Niederschlag von 1447 mm/a und eine berechnete Evapotranspiration von 37 % (Simulation 2001 - 2007). Der zusätzliche Niederschlagsgewinn durch die hohe Anzahl an Nebeltagen wird von Münch et al. (2008) auf 120 bis 200 mm geschätzt. Im Einzugsgebiet der Wilzsch nehmen die Moorflächen 0,52 km² (9,6 %) an der Gesamtfläche ein (Münch et al. 2008). Der Flächenanteil silikatisch geprägter Standorte ist somit bedeutend höher. Der gesamte Raum ist, bis auf die Moore, einer forstwirtschaftlichen Nutzung unterzogen. Landwirtschaft wird nicht betrieben. Die dominierenden Baumarten sind *Picea abies* und *Pinus silvestris*. Die Fichtenforste sind maßgeblich durch historische Gräben charakterisiert.

Das Einzugsgebiet der oberen Wilzsch ist durch zwei Vorflutersysteme bestimmt - die Wilzsch und die Kranizsch. Die Wilzsch hat ihren Ursprung im Kiebickenmoor. Im gesamten Einzugsgebiet der Talsperre Weiterswiese stellt sie den größten Zufluss dar. Die Kranizsch bildet den Abfluss vom Großen Kranichsee und fließt in einer Nordabdachung östlich entlang der Großen Säure in die Wilzsch.

Im Abflussgebiet der oberen Wilzsch liegen drei Moore. Dies sind der Große Kranichsee im südlichen Kammbereich, die zentral gelegene Große Säure (bestehend aus drei Moorkernen) und das im westlichen Bereich liegende Kiebickenmoor.

Der Große Kranichsee nimmt eine Gesamtgröße von 25,4 ha ein. Dabei liegt der größte Teil auf tschechischer Seite. Der auf der deutschen Seite liegende Teil des Großen Kranichsees sowie ein kleinerer Teil auf der tschechischen Seite entwässern über die Wilzsch. Der nördliche Bereich des Großen Kranichsees ist durch die Anlage von Entwässerungsgräben gekennzeichnet (Röder 1995) (Abb. 5.2).

Sowohl das Kiebickenmoor (Wasserscheidenmoor) im Quellgebiet der Wilzsch als auch die Große Säure (ombrosoligenes Hangmoor) waren in vergangener Zeit stark vom Torfabbau betroffen. Die heutige Moorfläche des Kiebickenmoores beträgt noch 4,8 ha und die der Großen Säure 4,0 ha (Röder 1995). Die Große Säure ist durch ein engmaschiges Entwässerungsnetz gekennzeichnet. Revitalisierungsmaßnahmen sind bereits umgesetzt. Die Entwässerung der Großen Säure erfolgt über die Kranizsch bzw. über die Torfstichrülle in die Wilzsch. Innerhalb des Kiebickenmoors sind hingegen nur wenige Gräben angelegt. Jedoch ist es nahezu vollständig von Entwässerungsstrukturen umschlossen (Röder 1995).

5.3 Geologie

Das Erzgebirge ist ein Pultschollengebirge, welches sich nach Süden mit einem leichten Anstieg aus dem Sächsischen Hügelland anhebt. Nach Südosten ist ein schroffer Abbruch vom Kamm des Erzgebirges zur Nordböhmischesenke ausgebildet. Der Fuß dieser Abbruchkante bildet die Südgrenze. Im Osten schließt sich das Elbsandsteingebirge und das Dresdner Elbtalgebiet an die Ausläufer des Erzgebirges an. Das Erzgebirgische Becken sowie das Mittelsächsische Lößlehm- und Lößgebiet begrenzen das Gebiet im Norden. Im Westen schließt sich das tieferliegende Vogtland mit seinen durchtalten Hochflächen an.

Mit der Heraushebung im Tertiär wurden die heutigen Oberflächenformen geprägt. Das Westerzgebirge ist dabei stärker als der östliche Teil herausgehoben worden. Daher sind im Westen nicht nur einzelne

Erhebungen über 900 m vorherrschend, sondern auch größere Areale. Die mannigfaltige Gestaltung des Westerzgebirges ist zum einen durch die stärkere Heraushebung und der damit verbundenen stärkeren Zertalung als auch durch die größere Gesteinsvielfalt erklärbar (Haake & Körber 1973). Das Relief der Hochflächen ist durch die Ausbildung von Tafelbergen geprägt. Die Formung und Eintiefung der terrasierten Täler vollzog sich infolge tiefgründiger Verwitterung im Quartär. Die Engständigkeit der Tal- und Flusssysteme beruht auf der Widerstandsfähigkeit der Gesteine (Richter 1995, Bramer et al. 1991).

Geologisch wird das Untersuchungsgebiet in das im Westerzgebirge gelegene Eibenstocker Granitmassiv eingeordnet. Der ursprüngliche Biotitgranit ist infolge Autometamorphose fast vollständig durch den Turmalingranit ersetzt. Dieser charakterisiert sich durch größere Turmalin- oder Turmalin-Quarz-Anhäufungen. Nebengemengteile bilden Eisen-Lithionglimmer, Topas, Orthoklas sowie Albit (Pietzsch 1951). Der Eibenstocker Granit weist vergleichsweise erhöhte Borgehalte auf. Als Borträger gelten dabei Plagioklase, Glimmer und untergeordnet Turmalin (Bräuer 1970).

5.4 Böden

Die Böden der Waldstandorte entwickelten sich überwiegend auf Gesteinsverwitterungsdecken des Eibenstocker Turmalingranits. In Abhängigkeit vom Relief überdecken bis zu 2 m mächtige pleistozäne Deckschichten den Festgesteinsuntergrund (SLfUG 2007). Der untere Teil der Sedimentdecke wird durch ein relativ dicht lagerndes Gemisch aus Blöcken, Steinen, Sand (Grus) und Ton charakterisiert. Diesen Teil überlagert ein schluffreiches, sandiges, wesentlich steinärmeres Sediment (Krüger & Neumeister 2001). Auf diesem sauren, nährstoffarmen Ausgangsmaterial haben sich für sächsische Berg- und Hügelländer typische Braunerde-Podsol, Staunässeböden und Hochmoore ausgebildet (vgl. Tab. 5.1). Die hohen Niederschlagsmengen der Kammlagen, die kurze Vegetationszeit sowie der saure Bestandsabfall infolge 200jähriger Fichtenmonokultur begünstigen die Podsolierung im Untersuchungsgebiet (Mannsfeld & Richter 1995). Zudem verringern die kühlen Bodentemperaturen die Streuzersetzung (Rehfuess 1990). Pseudogleye kommen vor allem in schwach geneigten Lagen mit gehemmter Drainage vor. Die stauenden Eigenschaften des lehmig sandigen Gruses begünstigen durch wechselnde Staunässe die Entwicklung dieser Bodentypen.

Tab. 5.1 : Leitbodentypen im Einzugsgebiet der Wilzsch (nach BKKonz, Münch et al. 2008).

Leitbodentyp	Hauptbodenart	Mächtigkeit [cm]	Fläche [%]
Anmoorpseudogley	Ls3	70	4,2
Braunerde-Podsol	Ls4	70	19,1
Stagnogley	Sl4	70	1,5
Podsol	Sl3	70	36,6
Hochmoor	Hh	<60	15,6
Hochmoor	Hh	>60	14,7
Moorstagnogley	Ls2	40	8,3

5.5 Klima

Klimatisch ist der Raum in das sehr feuchte, kühle und raue Mittelgebirgsklima der Kammlagen und höheren Berglagen einzuordnen. Das Untersuchungsgebiet liegt in über 900 m Höhe über NN mit höchsten Erhebungen von 950 bis 970 mNN. Niederschläge von 850 -> 1100 mm/a sowie durchschnittliche Temperaturen von 5,5 -< 4,5°C kennzeichnen diese Klimastufe (Richter 1992). Die Lage im Lee von Thüringer Wald sowie Rothaargebirge und Harz (Haake & Körber 1973, S. 80) charakterisieren die Niederschlagssummen des Erzgebirges gegenüber anderen Mittelgebirgsregionen. Bezüglich der Niederschlagssummen weist das Erzgebirge im Vergleich zu anderen Mittelgebirgen stärkere kontinentale Merkmale auf. Mannsfeld & Richter (1995) ordnen das Erzgebirge als Sommerregentyp mit Maxima im Juli ein.

Für den Beobachtungszeitraum von 1901 bis 1950 liegt die jährliche Lufttemperatur nach Haake & Körber (1973) für den Raum Carlsfeld bei 5 °C. Im Januar liegt diese bei -4 °C. Im April nehmen die Temperaturen auf 4 °C zu und im Juli auf 14 °C, der damit zumeist den wärmsten Monat ausmacht. Im Herbst sinken die Temperaturen, im Oktober weist das Gebiet Temperaturen um 6 °C auf. Der Oktober ist somit wärmer als der April. Für die Vegetationsperiode von April bis Juni werden im Durchschnitt 8 °C ermittelt. Die Vegetationsperiode von Juni bis August erreicht durchschnittliche Temperaturen von 13 °C. Der Raum zählt infolge der Temperaturabnahme mit der Höhenzunahme der Kammregion zu den kältesten Regionen.

Die jährlichen Niederschlagssummen belaufen sich nach Haake & Körber (1973) auf 1100 mm. Im Januar liegen diese für das Untersuchungsgebiet bei 100 mm, im April bei 80 mm und im Juli bei 110 - 120 mm. Über die gesamte Vegetationsperiode von April bis September beträgt die Niederschlagssumme 600 mm, dies schließt die Werte von April bis Juni mit 275 mm und Juni bis August mit 325 mm ein. Durch die hohe Anzahl an Nebeltagen erfolgt ein zusätzlicher Niederschlagsgewinn. Fojt (Flemming 2001) gibt für Carlsfeld 107 Nebeltage an (1947 - 1970). Münch et al. (2008) schätzen daraus den Niederschlagsgewinn durch Nebel für das Untersuchungsgebiet auf 120 - 200 mm. Die Bedeutung des Nebelniederschlags gewinnt vor allem in Nadelwäldern an Bedeutung. Für den Raum wird eine mittlere Zahl der Schneedecke von 120 Tagen angegeben, die sich durchaus von November bis April erstrecken können. Maßgebend ist hierbei der Beobachtungszeitraum von 1943 - 1963.

Im ökologischen Klimadiagramm sind die mittleren monatlichen Niederschlagssummen und Temperaturen für die hydrologischen Jahre 2008 - 2010 dargestellt (Abb. 5.3). Im November und Dezember 2008 liegen die Niederschlagssummen zwischen 70 und 100 mm, worauf im Januar 2009 die Niederschläge auf 40 mm abfallen. Im Februar sind deutlich höhere Monatsniederschläge von 140 - 220 mm zu verzeichnen, die im April 2009 auf 50 mm zurückgehen. Von Mai bis Juli 2009 liegen die mittleren Monatsniederschläge zwischen 95 und 150 mm. Im August und September 2009 sind deutlich geringere Werte um 50 mm zu finden. Im Oktober 2009 steigen die Monatsniederschläge wieder auf 165 mm an. Von November 2009 bis März 2010 liegen die mittleren Niederschläge zwischen 55 bis 130 mm. Der April 2010 bringt geringere Niederschläge von 35 mm. In der zweiten Jahreshälfte von Mai bis September 2010 ergeben sich Niederschläge zwischen 80 und 180 mm. Geringste monatliche Werte sind im Oktober 2010 abzulesen, die nach Walter (1955) eine Dürreperiode darstellen.

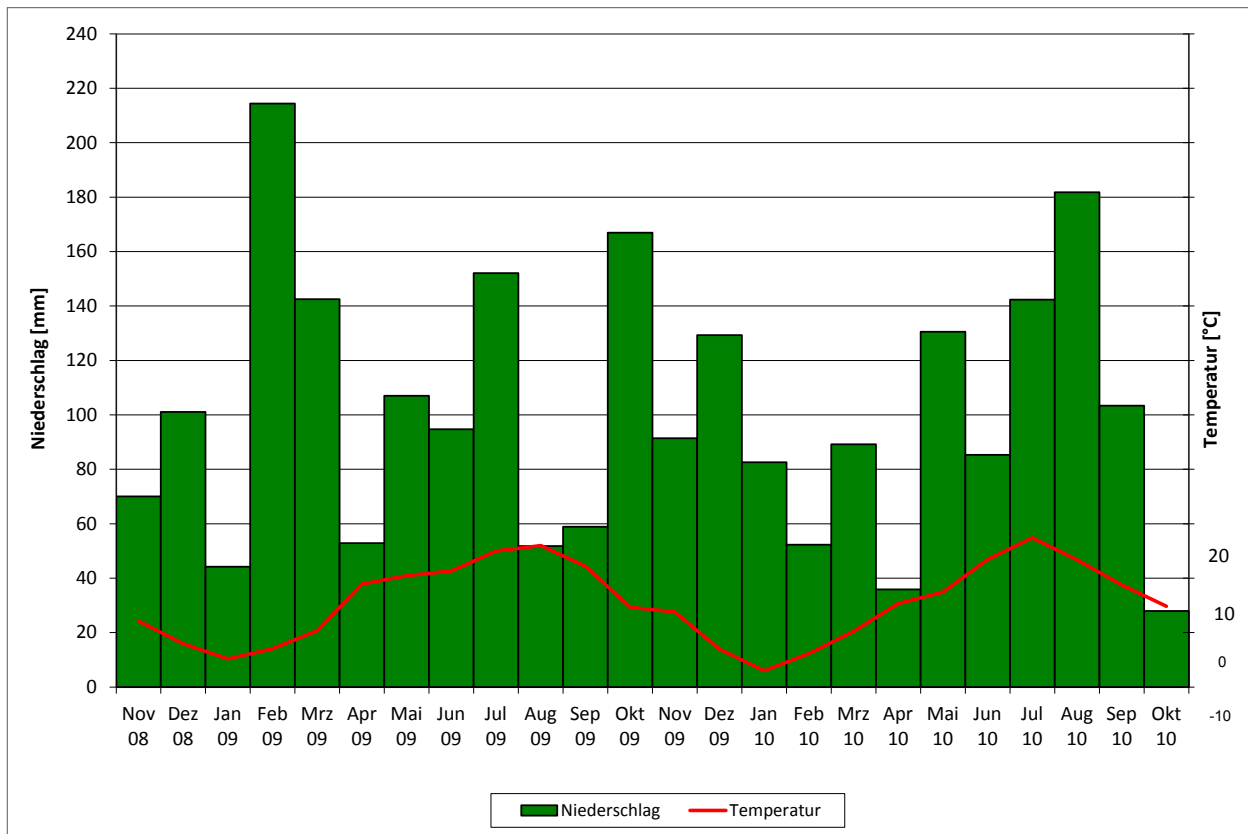


Abb. 5.3: Ökologisches Klimadiagramm (nach H. Walter, 1955 verändert), Monatssummenwerte von Niederschlag [mm] und mittlere Monatstemperaturen [°C] in den hydrologischen Jahren 1.11.08-31.10.10 Station TS Carlsfeld (Daten: LTV Sachsen).

5.6 Hydrologie

Der Hauptvorfluter des Untersuchungsgebietes ist die Wilzsch, die den größten Zufluss zur Talsperre Weiterswiese darstellt. Nebenfluss, der direkt in die Wilzsch mündet, ist die Kranizsch. Im Zuge der forstwirtschaftlichen Nutzung erfolgte in den Wäldern des Einzugsgebietes die Anlage zahlreicher Entwässerungsgräben.

Aus der Wasserhaushaltmodellierung von Münch et al. (2008) ergibt sich für das Einzugsgebiet der Wilzsch eine mittlere jährliche Abflusshöhe von 923 mm ($17,2 \text{ m}^3/\text{s/a}$, Simulationszeitraum 2001 - 2007). Dabei nimmt der oberflächennahe Direktabfluss den geringsten Anteil ein (4,5 %). Dominierender ist hingegen der direkte Abfluss aus den Böden und der Zersatzzone (28,6 %). Dies liegt in den günstigen Versickerungsbedingungen des bewaldeten Einzugsgebietes begründet. Über den Basisabfluss erfolgt der größte Beitrag zum Abflussgeschehen (66,9 %). Dabei überwiegt der schnelle Basisabfluss (41,9 %) gegenüber dem langsameren (25,1 %).

Der Gebietsabfluss aus dem Flusseinzugsgebiet der oberen Wilzsch des hydrologischen Jahres 2008 - 2009 ($20,7 \text{ m}^3/\text{s}$) ist gegenüber 2009 - 2010 ($22,2 \text{ m}^3/\text{s}$) deutlich geringer. Die mittleren Dekadenwerte des Abflusses der hydrologischen Jahre 2008 - 2009 und 2009 - 2010 zeigen innerhalb des Jahres eine starke Variabilität (Abb. 5.4, Abb. 5.5).

Im hydrologischen Jahr 2008 - 2009 sind die mäßigen Abflüsse im November und Dezember von den Niederschlägen im Oktober und Dezember geprägt. Im Januar und Februar gehen die Abflüsse auf weniger als

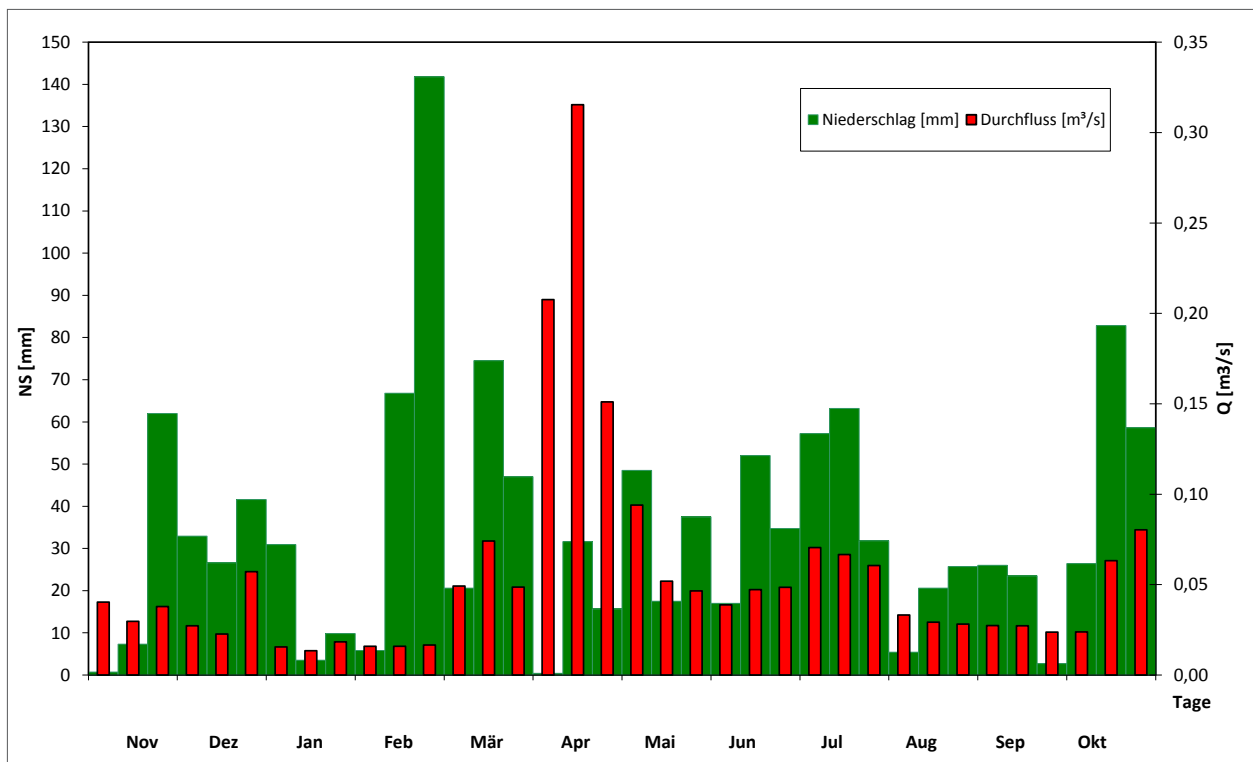


Abb. 5.4: Dekadensummenwerte des Niederschlags [mm] Station TS Carlsfeld sowie Dekadenwerte des Durchflusses [m³/s] am Pegel Wilzsch des hydrologischen Jahres 1.11.2008-31.10.2009 (Daten: LTV Sachsen).

die Hälfte zurück. Die starken Schneeniederschläge ab Mitte Februar bewirken mit einsetzender Schmelze eine Verdreifachung der Abflüsse im März. Obwohl die Niederschläge Anfang April gegen Null gehen, sind die Speicher noch so gefüllt, dass im April das Abflussmaximum infolge Schmelzwasser erreicht wird. Im Mai und Juni gehen die Abflüsse wieder langsam auf 0,05 m³/s zurück. Ausgiebige Niederschläge Ende Juni und Juli prägen einen Anstieg des Abflusses im Juli. Geringere Niederschläge und hohe Temperaturen im August bewirken einen Rückgang des Abflusses auf die Hälfte. Erst ab Mitte Oktober ist nach Füllung der

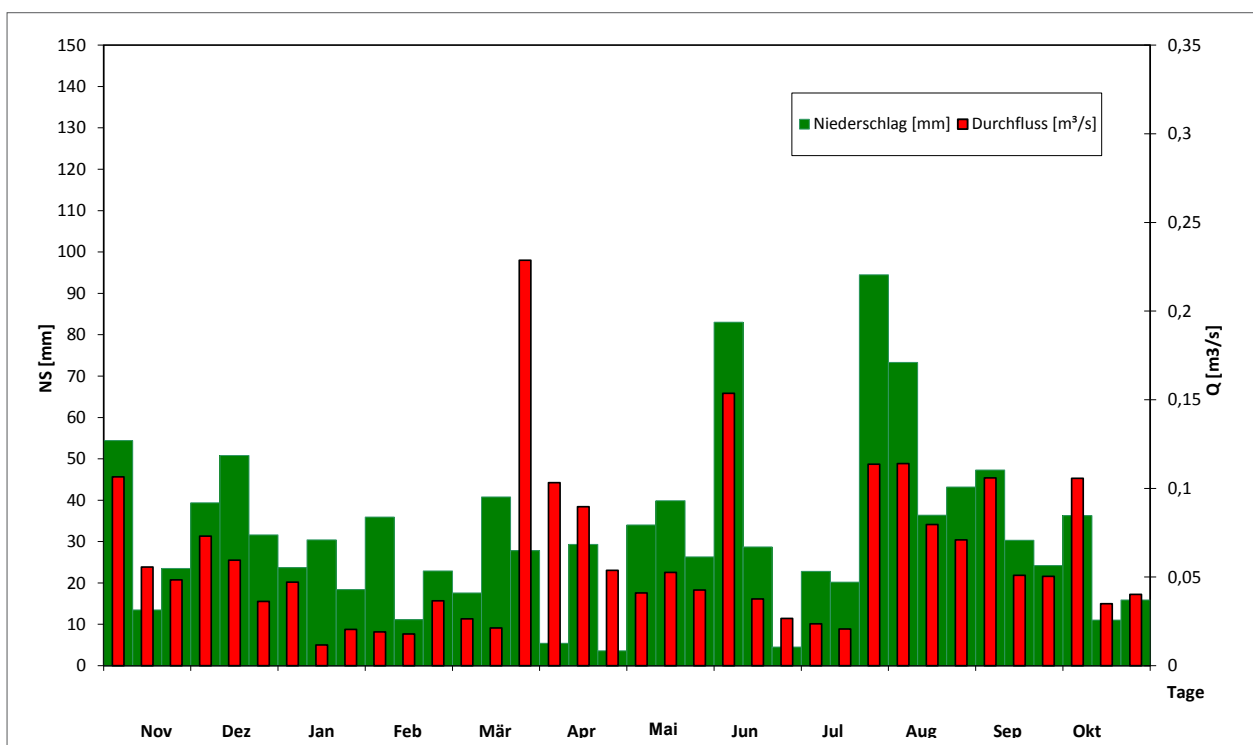


Abb. 5.5: Dekadensummenwerte des Niederschlags [mm] Station TS Carlsfeld sowie Dekadenwerte des Durchflusses [m³/s] am Pegel Wilzsch des hydrologischen Jahres 1.11.2009-31.10.2010 (Daten: LTV Sachsen).

Speicher eine starke Zunahme des Abflusses zu beobachten.

Das hydrologische Jahr 2009 - 2010 beginnt mit einem starken Abfluss von November bis Anfang Januar. Im Vergleich zum Vorjahr nehmen die Niederschläge in diesem Zeitfenster bedeutend zu (Abb. 5.5). Von Januar bis Mitte März ist ein Minimum des Abflusses zu beobachten. Während sich ab Ende März der Effekt der Schneeschmelze im Abfluss abzeichnet. Die Zeitspanne des maximalen Abflusses ist deutlich geringer als im Jahr zuvor. Schon im Mai liegen die Durchflüsse um $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$. Anfang Juni werden die starken Niederschläge unmittelbar auf das Abflussregime verlagert. Ein Anstieg der Temperaturen und geringere Niederschläge lassen den Abfluss bis Mitte Juli sehr stark zurückgehen. Erst Ende Juli wirkt der Einfluss der Niederschläge auf den Abfluss mit durchschnittlich $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$. Diese gehen Mitte September auf die Hälfte zurück, verdoppeln sich bereits Anfang Oktober wieder und sinken erneut mit den nachlassenden Regenmengen.

5.7 Vegetation

Die höheren Lagen des Westerzgebirges sind vom herzynischen Fichten-Bergwald (*Calamagrostio villosae-Piceetum*) geprägt. Kennzeichnend sind in der Krautschicht säuretolerante Arten wie z. B. Reitgras (*Calamagrostis villosa*) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*).

Die Moorkernbereiche sind im Baumbestand durch die Latschenkiefer (*Pinus mugo*), in der Krautschicht durch Heidelbeere, Preiselbeere sowie das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) gekennzeichnet. In den entwässerten Bereichen der Moore werden die konkurrenzschwachen Latschenkiefern durch Fichten (*Picea abies*) verdrängt, die sich insbesondere aufgrund schwankender Wasserstände ansiedeln können. Die Moosschicht ist durch verschiedene Torfmoose geprägt. Aber auch in größerer Entfernung zu den Mooregebieten treten in Vernässungsbereichen Torfmoosteppe auf.

Die hauptsächlich mit Fichten (*Picea abies*) bestockten Wälder sind besonders anfällig gegenüber Wind- und Sturmwurf. Durch den Orkan Kyrill im Januar 2007 sind im Einzugsgebiet große Windwurfflächen entstanden.

Tab. 5.2: Flächenanteile der Landnutzung (nach CIR 1992/93, Münch et al. 2008).

Landnutzung	Fläche [km^2]	Fläche [%]
Fichte (einschließlich Jungwuchs)	1,5	87
Laubwald	0,01	0,3
Moorwald Moorkiefer/Fichte	0,2	11,8
Offene Moorbereiche (Moor- und Sumpfvegetation)	0,01	0,5
Sonstige	0,01	0,3

6 Untersuchungsdesign

6.1 Versuchsplanung

Zur Lokalisation von stofflichen Herkunftsräumen wurden in verschiedensten Teileinzugsgebieten der Wilzsch, die einen maßgeblichen Einfluss auf die Vorflut haben, Probenahmestandorte festgelegt. Die Auswahl der Standorte erfolgte in Anlehnung an die Ausweisung von Teileinzugsgebieten nach Münch et al. (2008), die im Rahmen der Erarbeitung des Wasserhaushalts für das Mooregebiet Große Säure bestimmt wurden. Die Lokalisierung der Probenahmestellen richtet sich immer nach der Fragestellung für das zu untersuchende System sowie deren Wirkung auf benachbarte Systeme. Dabei kommt dem Migrationsverhalten im System eine große Bedeutung zu (DVWK 1994).

Die Konzeption der Beprobungsstandorte der Arbeit basierte auf dem Vergleich von Wässern verschiedener Mooregebiete, Graben- und Bodenwasser in mineralischen Einzugsgebieten, Messstellen entlang des Vorfluters Wilzsch sowie der Analyse von Grund- und Niederschlagswasser (Abb. 6.1)(vgl. Anhang A1-2).

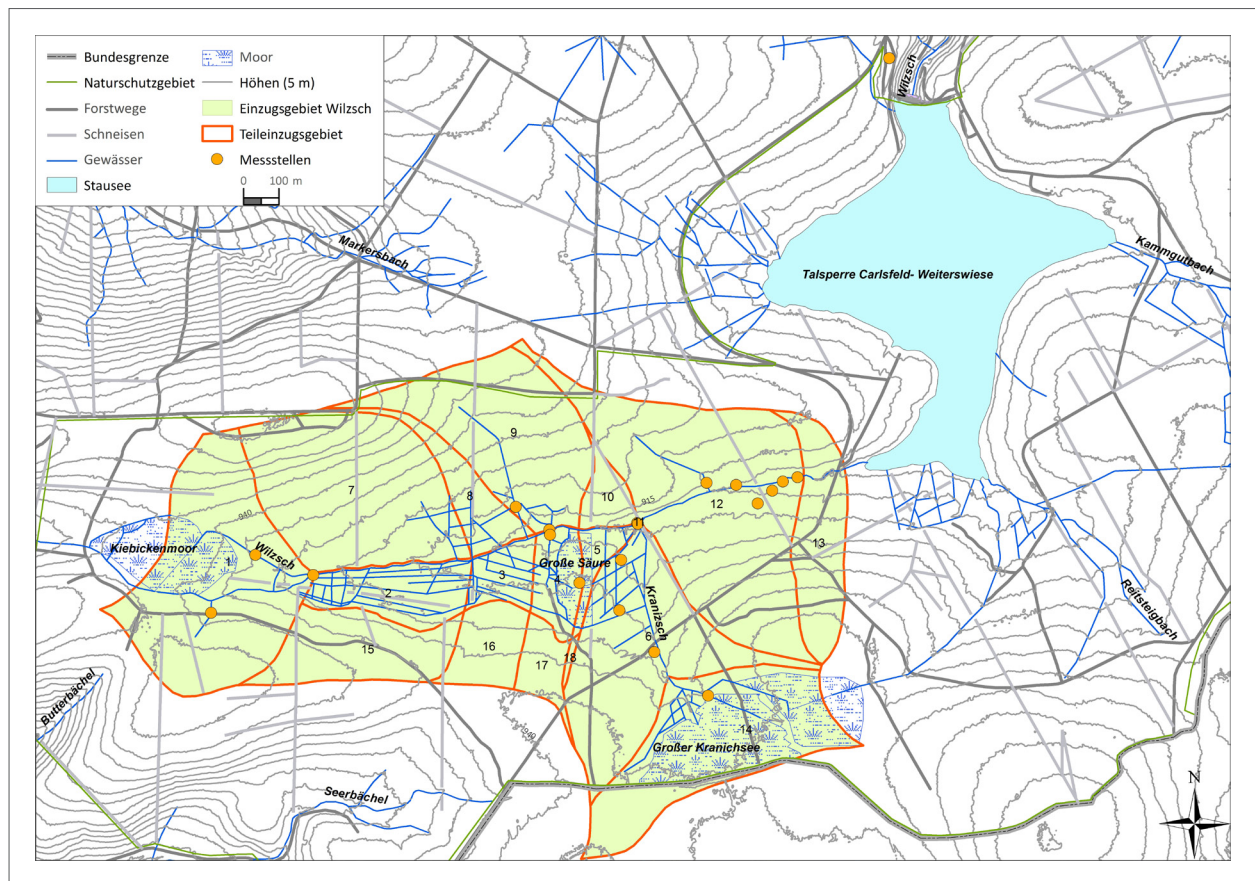


Abb. 6.1: Messstandorte in den Teileinzugsgebieten der oberen Wilzsch

Neben den mineralischen Fichtenforsten haben die Mooregebiete Kiebickenmoor im Quellbereich der Wilzsch, der Große Kranichsee sowie die Große Säure Einfluss auf die Vorflut. Welche Teilgebiete tatsächlich Liefergebiete für den Pegel Wilzsch darstellen bzw. ob die Teilgebietssignale unterscheidbar sind, soll durch Untersuchungen geklärt werden. Der Große Kranichsee sowie das Kiebickenmoor wurden jeweils durch einen zentralen Grabenmesspunkt repräsentiert, der direkte Verbindung zur Vorflut hat. In der Gro-

ßen Säure wurden Einrichtungen des bestehenden Pegelmessnetzes der Universität Leipzig genutzt. Drei Pegel in unterschiedlich stark degradierten Bereichen lieferten neben der Lokalisation Erkenntnisse bezüglich des DOC - Austrags degradierter Moore. Der Messpunkt in der Torfstichrülle wird durch Zuflüsse aus der Großen Säure, des südlichen gelegenen Fichtenwaldes sowie des Rostmoores gespeist. Auf Flächen überwiegend mineralischer Prägung erfolgte die Wasserentnahme aus zum Teil historischen Gräben. Im Teileinzugsgebiet 1 vereint Graben 12 Wasser aus dem Fichtenforst südlich vom Kiebickenmoor. Das nördlich der Wilzsch gelegene Teileinzugsgebiet 9 vereint an Grabenstandort 11 Wasser der Flächen vom Oberhang. Im Teileinzugsgebiet 12 wurde sowohl südlich und nördlich der Wilzsch Wasser aus Gräben und Bodendrainagen entnommen.

Die Einrichtung von vier Messstandorten entlang des Vorfluters Wilzsch ermöglichte die Teilung in einzelne Flussabschnitte sowie der Ermittlung von Änderungen der isotopischen Signaturen und Stoffkonzentrationen. Am Vorfluter Kranizsch erfolgte vor der Einmündung in die Wilzsch ebenfalls eine Probennahme. Dieser Standort spiegelt Informationen des Großen Kranichsees, Abflüsse der Großen Säure sowie des östlich gelegenen silikatisch geprägten Gebietes wider und fungiert somit als Summenstandort.

Bei einem mittleren Jahresniederschlag von 1481 mm (Münch et al. 2008) war die Bedeutung des vadosen Wassers auf das Abflussgeschehen zu ermitteln. Dazu wurde die bestehende meteorologische Messstation an der Talsperre Carlsfeld genutzt. Das Niederschlagswasser wurde mit einem Hellmanschen Niederschlagssammler aufgefangen und täglich als 24-Stunden Wert um 7.00 Uhr morgens abgelesen. Über einen Zeitraum von 14 Tagen wurde das Niederschlagswasser in Glasbehältern gesammelt und je als Mischprobe für die Niederschlagsanalytik im Labor verwendet.

6.2 Stoffhaushalt

6.2.1 Probenahme und Konservierung

Für die Ermittlung von Wasserinhaltsstoffen sind empfohlene Probenahmetechniken für die Repräsentativität der Ergebnisse entscheidend. Bei der Probenahme wird eine bestimmte Menge Wasser aus dem natürlichen Milieu entnommen und unterliegt bis zur Analyse im Labor, aber auch im Feld veränderten Milieubedingungen. Daher ist die Probenkonservierung unerlässlich, um Beschaffenheitsänderungen zu verzögern. Die Probennahmetechniken sowie die Konservierung erfolgte in Anlehnung an die DVWK Merkblätter (1993), Höll (2002), Luckner & Schestakow (1986) und nach Anweisungen des Analytiklabors.

Das Niederschlagswasser wurde an der Wetterstation der Talsperre Carlsfeld mit einem Hellmanschen Niederschlagssammler aufgefangen. Der Hellmansche Regenmesser steht frei in 1m Höhe und besitzt eine 200 cm² große Auffangfläche (Blüthgen & Weisheit 1980). Im Rahmen der klimatischen Beobachtung hat der Staumeister die Regenmenge einmal täglich um 7 Uhr morgens gemessen und sammelte dieses Wasser in einem Glasballon mit einem Volumen von fünf Litern über 14 Tage. Diese Mischproben wurden daraufhin in reine, braune 2,5 Liter Flaschen abgefüllt und im Labor analysiert.

Die Entnahme des Oberflächenwassers für die Analyse im Labor erfolgte als einfache Schöpfprobe. Sofern möglich, wurde die Probe unter Luftabschluss direkt in die mit Probe gespülten Flaschen gefüllt.

Die hydrochemische Analytik des Interflows setzte eine technische Installation voraus, die ausreichend Probenwasser gewinnt. Dafür wurden an zwei prädestinierten Standorten, die als typisch für den Gebietswasserhaushalt im mineralisch geprägten Talbodenbereich der Wilzsch zu bezeichnen sind, Bodendrainagen installiert. Eine einseitige Schlitzung der PVC-Rohre sowie der Einbau direkt über dem Gesteinszersatz

ermöglichte das Auffangen des Interflows. Die Drainagestrecke betrug 150 cm, der Durchmesser 10 cm. Nach Zusammenfließen des Wassers im Rohr floss dieses direkt in den Auffangbehälter (Abb. 6.2).



Abb. 6.2: Einbau der Bodendrainagen

Die Grundwassermessung erfolgte nach Setzung eines Grundwasserpegelrohres der Firma Stüwa Konrad Stükerjürgen GmbH mit einem Durchmesser von 115 mm im Talbodenbereich der Wilzsch (TEZG 12). Die Filterstrecke lag vollständig im Zersatzmaterial. Für die Probenentnahme kam eine batteriebetriebene Pumpe zum Einsatz (Tab. 6.1).

Die Entnahme des Moorwassers vollzog sich an drei unterschiedlichen Standorttypen in der Großen Säure, im Akrotelmbereich, im Bereich der Latschenkiefern sowie im Fichtenmoorwald ohne Torfmoose. Die Grundwasserpegelrohre, ebenfalls von der Firma Stüwa Konrad Stükerjürgen GmbH, wurden mit einer batteriebetriebenen Pumpe beprobt. Der Pegeldurchmesser betrug 115 mm und die Schlitzweite 0,7 mm. Die Verfilterung erfolgte über die gesamte Tiefe, maximal jedoch 80 cm, so dass eine Vergleichbarkeit der Standorte gewährleistet war.

Tab. 6.1: Technische Beschreibung verwendeter Hilfsmittel

Technik	Beschreibung / Typ	Verortung
Pegelrohre	Firma STÜWA Konrad Stükerjürgen GmbH Durchmesser = 115 mm Schlitzweite = 0,7 mm Rohrlänge = 100 cm Installation: Schappenbohrer 150 mm	Pegel 15: Regenerationsbereich (TEZ 6), 90 cm u. GOF Pegel 16: stark degradiert Moorbereich im Ostflügel (TEZ 6), 100 cm u. GOF Pegel 17: Latschenbestand (TEZ 4), 70 cm u. GOF Pegel 19: Grundwasserpegel (TEZ 12), 72 cm u. GOF, Verfilterung 72 – 42 cm u. GOF
Drainagen	Rohr, Schlitzweite 0,7 mm, einseitige Schlitzung	Drainage 13, Drainage 14 im Fichtenforst (TEZ 12)
Niederschlagssammler	Hellmanscher Niederschlagssammler	Wetterstation Talsperre Weiterswiese
Feldgeräte	pH Meter pH 325, Firma WTW Conductivity Meter LF 325, Firma WTW Pumpe	

Konservierung

Die Wasserproben, die für die hydrochemischen Analysen vorgesehen waren, wurden in absolut saubere 250 ml Flaschen aus Glas abgefüllt und mit einem Glasstopfen verschlossen. Die Proben wurden lichtgeschützt verpackt, gekühlt und schnellstmöglich im Labor analysiert (DVWK 1993).

Die zu bestimmenden Isotope des Wassers erforderten unterschiedliche Konservierungen (nach Vorgabe des Isotopenlabors des Ufz Halle).

Da die Sulfatgehalte im Untersuchungsgebiet vergleichsweise gering sind, erfolgte eine Entnahme der Proben für die Ermittlung von ^{34}S am Sulfat von drei Litern in Kunststoffflaschen, die bis zur Analyse im Labor einer lichtgeschützten Kühlung unterlagen.

Für die ^{13}C - Analyse am DIC und DOC fanden Vials mit einem Septumverschluss Verwendung. Die Vials wurden vor der Probenahme im Labor mit 5 %iger Phosphorsäure gefüllt und mit Helium gespült. Im Feld erfolgte die Zugabe von 2 ml Probe in die Vials mittels Spritze durch den Septumverschluss. Eine weitere Kühlung war nicht notwendig.

Für die Analyse der Isotope ^{15}N und ^{18}O am Nitrat waren 125 ml Wasserprobe in Kunststoffflaschen ausreichend. Das Probenwasser unterlag bis zur Bestimmung einer lichtgeschützten Kühlung bei 4 °C.

Für die Ermittlung der stabilen Isotope ^{18}O und ^2H des Wassers waren 60 ml Wasserprobe, abgefüllt in weißen Kunststoffflaschen, ausreichend. Eine weitere Konservierung war nicht notwendig.

6.2.2 Hydrochemische Analysen

Die Analytik der hydrochemischen Kennwerte erfolgte ausschließlich im Labor des Instituts für Geographie der Universität Leipzig. Alle gewonnenen Proben wurden membranfiltriert ($<0,45\ \mu\text{m}$) und den in Tab. 6.2 genannten Analysemethoden unterzogen. Aufgrund von Abweichungen der Feldmessungen des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit zu den Laborwerten erfolgte nur eine Bezugnahme zu den Laborwerten.

Tab. 6.2: Spektrum der hydrochemischen Analytik

Parameter	Messmethode	Vorschrift
pH - Wert	Labormessung mit Sentix 51	DIN 38 404-5
elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Labormessung mit Mikroprozessor-Leitfähigkeitsmessgerät LF 196, Firma WTW	DIN EN 27888
F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NH_4^+ [mg/l]	Ionenchromatographie	DIN EN ISO 10304
Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Fe, Mn, Zn [mg/l]	Flammen - AAS	DIN 38 406
Cu, Ni, Cd, Co, Cr, Al, P [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Graphitrohr	DIN 38 406
DOC, DIC [mg/l]	Direktmessung: Multi N/C (Fa. Jena Analytik GmbH)	DIN 38 409

6.2.3 Isotopenchemische Analysen

Massenspektrometrische Messungen ermöglichen die Bestimmung der isotopischen Zusammensetzung eines Stoffes auf Grundlage der unterschiedlichen Massenzahl der Isotope. Das Prinzip der massenspektrometrischen Messung beruht auf dem Isotopenverhältnis von Proben- und Standardgas. Als Standard werden international einheitliche Standardproben genutzt (Tab. 6.3). Die ermittelten Isotopenwerte werden als Abweichungen vom internationalen Standard als δ -Wert in Promille [‰] angegeben. Die Berechnungen leiten sich aus folgender Gleichung ab:

$$\delta^{\text{nX}} = \frac{R_{\text{Probe}} - R_{\text{Standard}}}{R_{\text{Standard}}} * 1000$$

R_{Probe} bzw. R_{Standard} bezeichnet die Isotopenverhältnisse in der zu untersuchenden Probe bzw. im Standard.

Tab. 6.3: IAEA - Standards als Bezugspunkte der verwendeten Referenzmaterialien (Ufz Halle).

	Bezeichnung	δ – Wert [‰]	Referenz
$\delta^{34}\text{S}$ am Sulfat:	NBS-127	20,3	CDT
$\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat:	NBS-127	8,6	VSMOW
$\delta^{13}\text{C}$ am DIC	CO9	-47,32	VPDB
$\delta^{18}\text{O}$ am DIC	CO9	-15,3	VSMOW
$\delta^{15}\text{N}$ am Nitrat	NO-3	4,7	N AIR
$\delta^{18}\text{O}$ am Nitrat	NO-3	25,5	VSMOW
$\delta^2\text{H}$ am Wasser	VSMOW	0	VSMOW
$\delta^{18}\text{O}$ am Wasser	VSMOW	0	VSMOW

6.2.3.1 ^2H und ^{18}O am Wasser

Für die ^2H - und ^{18}O - Bestimmung in einer Wasserprobe findet die Equilibrierungsmethode Anwendung. Im Dual-Inlet-Verfahren werden parallel 48 Wässer einschließlich der Standards bestimmt. In einem Messgang sind somit 18 Proben mit Doppelbestimmung messbar. Die restlichen Plätze belegen die Standardproben. Die Probengefäße werden mit 4 ml Wasser befüllt. Für die Bestimmung von ^2H ist ein Katalysator notwendig. Dazu wird in das Probengefäß ein Katalysatorkörbchen aus Edelstahl, gefüllt mit Platinkügelchen, gegeben. Im ersten Schritt erfolgt die ^2H - Bestimmung. Die Wasserproben reagieren in einem geschlossenen System durch Zugabe von Wasserstoff. Nach 45 Minuten Equilibrierung stellt sich ein isotopisches Gleichgewicht ein. Das reduzierte H_2 - Messgas wird nach dem Dual-Inlet-Verfahren ins Massenspektrometer (IRMS Delta S online Fa. Finnigan mit EQ-Unit HDOeq48) eingeleitet und bestimmt.

Anschließend findet die ^{18}O - Bestimmung statt. Nach Zugabe von CO_2 stellt sich nach circa vier Stunden ein isotopisches Gleichgewicht ein. Dabei findet ein Austausch der Sauerstoffatome zwischen CO_2 und dem Probenwasser auf Grundlage der Kohlensäurereaktion statt. Das Isotopenverhältnis des Wassers wird dabei auf das CO_2 übertragen (Epstein & Mayeda 1953). Anschließend wird das Kohlendioxidmessgas dem Massenspektrometer zugeführt. $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$ werden auf den internationalen Standard VSMOW bezogen. Die Messtoleranz für $\delta^2\text{H}$ beträgt 0,8 ‰ und für $\delta^{18}\text{O}$ 0,1 ‰.

6.2.3.2 ^{13}C am DIC

Die Probe reagiert im mit Phosphorsäure vorgelegten Vial und produziert das Messgas CO_2 , welches am IRMS Delta V online mit Gasbench (Fa. Finnigan) bestimmt wird. Die Messtoleranz beträgt 0,4 ‰.

6.2.3.3 ^{13}C am DOC

Nach der Messung des anorganischen Kohlenstoffs werden die Vials zur Entfernung des restlichen CO_2 nochmals 30 min mit Helium gespült. Die Bestimmung des organischen Kohlenstoffs erfordert die Zugabe eines Oxidanten (Natriumpersulfat $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$). Dazu wird eine Natriumpersulfatlösung aus 20 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ in 100 ml bidestilliertem Wasser angesetzt. Die Persulfatlösung wird gekocht und eine Stunde mit Stickstoff gespült, um sämtliches CO_2 aus der Lösung zu entfernen. 0,8 ml der gereinigten Persulfatlösung werden in die Vials injiziert und 10 min im Sandbad bei 95-98 °C aufgeheizt. Das freigesetzte CO_2 wird an der Gasbench ins Massenspektrometer (IRMS Delta V online (Fa. Finnigan) überführt und analysiert.

Die gemessenen Standardabweichungen dieser Methode variieren sehr stark und entsprechen damit nicht den QMS-Anforderungen.

6.2.3.4 ^{34}S und ^{18}O am Sulfat

Zur Ermittlung von ^{34}S und ^{18}O am Sulfat wird die Probe zunächst über Vakuumfiltration (Nitrocellulosefilter, 0,45 μm) gefiltert. Das Filtrat wird mit 6N HCL auf einen pH-Wert von 3 eingestellt und anschließend aufgekocht. Huminstoffreiche, braun gefärbte Proben werden auf pH 2 gebracht und erhalten nach dem Aufkochen eine Zugabe von 1 ml Wasserstoffperoxid. Der abgekühlten Probe werden zur Fällung von Bariumsulfat (BaSO_4) 5-10 ml einer 0,5M BaCl-Lösung zugegeben. Nach einer Ruhezeit von mindestens 2 Stunden wird die Probe über Vakuumfiltration (Cellulose Acetatfilter 0,45 μm) abfiltriert und neutral gewaschen. Die huminstoffreichen Proben bleiben mindestens über Nacht stehen. Der Bariumsulfatniederschlag auf dem Filter wird über Nacht im Trockenschrank getrocknet, anschließend vom Filter abgekratzt und in Tiegel bei 600°C für 2 Stunden im Muffelofen geglüht. Nach dem Abkratzen des Bariumsulfats, dem Homogenisieren und Auswiegen, kann das BaSO_4 als Messsubstanz eingewogen werden.

Für die Bestimmung des $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$ -Isotopenverhältnisses im online Verfahren mit CFA (Continuous Flow Analysis) ist die Einwaage von 320-350 μg BaSO_4 und 0,1 mg Vanadiumpentoxid (V_2O_5) in Zinnkartuschen notwendig (Doppelbestimmung). V_2O_5 dient als Oxidationsmittel und bewirkt bei der Reaktion im Massenspektrometer eine Herabsetzung der Verbrennungstemperatur. Das BaSO_4 wird unter Zugabe von Sauerstoff bei 1020 °C in einem Elementanalysator zu Schwefeldioxid oxidiert. Das gewonnene Messgas wird im He-Trägerstrom dem Massenspektrometer (IRMS Delta S) zugeführt und die Isotopenverhältnisse in Abweichung zum internationalen Standard CDT ermittelt (Giesemann et al. 1994). Die Messunsicherheit dieses Verfahrens liegt bei 0,4 ‰.

Die online Messung des $\delta^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ -Verhältnisses erfordert die Einwaage von 400-450 μg BaSO_4 in Silberkartuschen - unter Verwendung eines Katalysators (Kohlenstoff-Nickel-Gemisch). Die Probe wird vom Autosampler in den Pyrolysereaktor (Carbonglass-Keramik) gegeben und bei 1400 °C zu Kohlenmonoxid, das als Messgas dient, umgesetzt. Über einen Heliumstrom gelangt das Messgas in die Gaschromatographie-säule und danach direkt ins Massenspektrometer (IRMS Delta S), in dem das Sauerstoffisotopenverhältnis bestimmt wird (Patent DE19816348C1 Ufz). Das Messergebnis bezieht sich auf den internationalen Referenzwert VSMOW. Für dieses Verfahren wird eine Standardabweichung von 0,6 ‰ angegeben.

Ein Großteil der huminstoffreichen Proben erbrachte keinen bzw. nur einen geringen Bariumsulfatniederschlag. Zudem kann die Braunfärbung der Moorproben den ^{18}O - Wert beeinflussen. In einem Testlauf (Isotopenlabor Ufz Halle, Leitung K. Knöller und Mitarbeiter) zeigte sich durch die Zugabe von Wasserstoffperoxid in huminstoffreichen Proben eine größere Ausbeute an Bariumsulfat. Außerdem erbrachte eine Bleichung der Probe mit Wasserstoffperoxid keine Beeinträchtigungen des ^{18}O - Wertes (Tab. 6.4).

Tab. 6.4: Labortest mit huminstoffhaltigem Wasser und deren Veränderung der Ausbeute an BaSO_4 sowie der $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ - Werte am Sulfat

Testbeschreibung	Menge BaSO_4 [mg]	$\delta^{34}\text{S}$ am Sulfat [‰] CDT	Standardabw	$\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat [‰] VSMOW	Standardabw
Test A	13	3,2	0	7,7	0,42
100ml Probe * 10ml $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ pH 3-3,5					
Test B	23	3,3	0,13	6,9	0,46
100ml Probe * 10ml $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 1ml H_2O_2 pH 2 ohne Aufkochen der Probe					
Test C	42	3,0	0,05	7,4	0,1
100ml Probe * 10ml $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 1ml H_2O_2 pH 2					

* Für den Testlauf findet die Probe vom Standort 12 Verwendung.

Die Probenpräparation erfolgt wie im vorangegangenen Text beschrieben. Abweichungen sind der Testbeschreibung zu entnehmen.

6.2.3.5 ^{15}N und ^{18}O am Nitrat

Für die Messung der stabilen Isole ^{15}N und ^{18}O am Nitrat wird die mikrobiologische Methode eingesetzt. Dabei werden auf beimpften TSA Platten (tryptischer Soja - Agar), Bakterienkulturen hergestellt. Als Bakterienstamm werden *Pseudomonas Chloroaphis* verwendet. Parallel zu den Proben sind die IRMS-Standards NO_3^-1 , USGS-34, USGS-35, NO_2^-1 sowie NO_2^-2 mit einzumessen.

Aus den Bakterienkulturen wird durch Zentrifugieren die entstandene Suspension als Konzentrat gesammelt, welches dann in Gaswaschflaschen zwei Stunden mit Stickstoff gespült wird. Jedes der Vials (Messröhrchen) ist mit 2 ml Konzentrat zu pipettieren. Anschließend erfolgt eine Spülung der Vials für mindestens 10 Minuten. In die Vials wird 1 ml Probe eingespritzt. Anschließend sind die Vials zwei bis maximal drei Nächte im Trockenschrank zu wärmen. Zur Abtötung der Bakterien sollen vor der Messung in jedes Vial 100 µl 10M NaOH eingespritzt und für vier Minuten ins Ultraschallbad gestellt werden. Die Messung der Proben erfolgt am Delta V online mit Gasbench (Ufz, Arbeitsvorschrift). Die Messunsicherheit für die Bestimmung von $\delta^{15}\text{N}$ kann bis zu 0,4 ‰ bzw. 1,0 ‰ für $\delta^{18}\text{O}$ betragen.

Für einige Proben zeigte die Nitratmessung zu niedrige Amplituden. Diese wurden daher durch Gefrier-trocknung im Verhältnis 1:10 aufkonzentriert (Proben: 7, 11, 12, 17, 18).

6.3 Datenaufnahme, statistische Analyse und Ergebnisdarstellung

Die Datenaufnahme ist auf fünf Messtermine verteilt. In Tabelle 6.5 sind die Termine sowie die Anzahl beprobter Standorte aufgeführt. Die Ermittlung von $\delta^{13}\text{C}$ am DOC erfolgte nur für die letzten drei Probenahmen. Die Anlage der Niederschlagsreihe an der Wetterstation Carlsfeld erstreckt sich über den gesamten Messzeitraum vom 12.05.2009 bis 14.08.2010. Unter Berücksichtigung variierender Nieder-

Tab. 6.5: Überblick der Datenaufnahme

Messtermin	Anzahl beprobter Standorte
11.05.2009	17
23.06.2009	18
25.08.2009	18
03.11.2009	19
14.08.2010	19

schlagsmengen erfolgte eine Wichtung der zweiwöchigen Niederschlagsergebnisse.

Die Anwendung statistischer Verfahren erfolgt mit Hilfe des Programmes SPSS 19. Neben deskriptiven Stichprobencharakterisierungen kommen parametrische und nicht-parametrische Verfahren zum Vergleich zweier Stichproben zum Einsatz. Die Varianzanalyse lässt den Vergleich mehrerer Stichproben zu. Die Voraussetzung auf Varianzhomogenität der Werte wird mit dem Levene Test untersucht. Für $\alpha \leq 0,05$

sind die Testvoraussetzungen für die ANOVA erfüllt. Zur Prüfung von Abhängigkeiten finden Regressionsanalysen sowie die Berechnung von Korrelationskoeffizienten Anwendung. Die multivariaten Verfahren wie Faktoren- und Clusteranalyse sind für die Überprüfung der gruppierten Probenahmestellen nach hydrochemischen Kriterien dienlich. Eine Voraussetzung für die Anwendung parametrischer statistischer Tests ist die Normalverteilung der Messwerte. Die Variablen unterliegen daher der Prüfung mit dem Ein-Stichproben-Kolmogorov-Smirnov-Test, auf Basis eines Signifikanzniveaus von $\alpha = 0,05$.

Für die Auswertung erfolgt eine Gliederung der Messstandorte in sieben Klassen, die eine Gruppierung der Herkunftsräume ermöglichen soll (Tab. 6.6).

Tab. 6.6: Gruppierung der Messstellen

Gruppe	Gruppenbezeichnung	Messstellen
1	Vorfluter Wilzsch	2-5
2	Kranizsch	6-7
3	Mineralische Gräben	8-12
4	Bodendrainage mineralisch	13-14
5	Moor	15-18
6	Grundwasser	19
7	Finaler Pegel Wilzsch	1

Für die Ergebnisdarstellungen sowie Berechnungen finden Arcgis 10, Grapher 9.0, SPSS 19 sowie Excel 2010 Anwendung. Die Berechnung des DGM erfolgt mit Daten des LVS unter Anwendung von SPSS sowie Arcgis. Die gewählte Methode ist Spline.

6.4 Vorhandenes Datenmaterial

Vor allem aus naturschutzfachlichen Belangen war das Einzugsgebiet der Wilzsch Gegenstand zahlreicher Untersuchungen, auf die im Rahmen dieser Arbeit zurückgegriffen werden kann.

Im Vorfeld der Promotion fanden Voruntersuchungen im Rahmen des Drittmittelprojektes „DOC-Austrag aus Mooren, Fichtenforsten und Flussauen“ der Universität Leipzig unter Leitung von Dr. A. Krüger und Prof. H. Neumeister unter Mitarbeit von C. Friedrich, S. Leuner und P. Adler statt. Über einen Zeitraum von zwei Jahren (2006 - 2008) wurde dazu in der Großen Säure ein Monitoring mit dem Ziel betrieben, Stoffausträge aus dem Moorkörper bewerten zu können (Krüger et al. 2009). Erkenntnisse aus dem Monitoringbetrieb waren bei der Anlage des Messdesigns der vorliegenden Arbeit hilfreich.

Darüber hinaus erstellte das Ingenieurbüro Dittrich ein Wasserhaushaltsmodell für das Einzugsgebiet der oberen Wilzsch (Münch et al. 2008) sowie ein Gutachten zur Moorrevitalisierung in der Großen Säure (Edom et al. 2005). Durch Edom et al. (2009a) stehen weiterhin torfstratigraphische Ergebnisse zur Verfügung, die zusammen mit den Daten von Friedrich et al. (2009) bodenkundliche Informationen liefern. Ebenfalls erarbeiteten Edom et al. (2009b) in der Großen Säure Prinzipien eines möglichen Huminstoffrückhaltes.

Ergebnisse von Torfbohrungen in der Großen Säure sind in Arbeiten von Rost & Hempel (1950), Böhnert et al. (1994) und Edom et al. (2005) zu finden.

Die Landestalsperrenverwaltung Sachsen (LTV) misst am Pegel Wilzsch Temperatur und Niederschlag in 15minütiger Auflösung. An der Talsperre Weiterswiese selbst erhebt der Staumeister mittels Hellmannschen Niederschlagsschreiber täglich Daten. Diese stellte die LTV freundlicherweise zur Verfügung.

Für die Kartenbearbeitung liegt eine Nutzungsvereinbarung über Daten des DLM und DGM des Untersuchungsgebietes mit dem Sächsischen Landesamt für Vermessung vor.

Weiterhin können die wöchentlichen Niederschlagsmessungen des Landesamtes für Umwelt und Geologie an der Station Carlsfeld herangezogen werden.

7 Ergebnisse

7.1 Charakterisierung der Stichprobe

Die Berechnung von Lage- und Streuungsmaßen erlaubt einen ersten Überblick zur Charakterisierung des Datensatzes. Als Lageparameter wird der arithmetische Mittelwert ausgegeben. Die Streuung um den Mittelwert beschreiben Standardabweichung sowie Varianz.

Tab. 7.1: Lage- und Streuungsmaße isotope- und hydrochemischer Untersuchungen

Parameter	Einheit	n	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabw	Varianz
pH		91	3,6	5,4	4,2	0,4	0,2
Lf	µS/cm	91	0	82,0	48,9	13,4	179,5
DIC	mg/l	91	0	1,8	0,1	0,3	0,1
DOC	mg/l	91	0	93,8	26,5	18,2	330,6
Ca	mg/l	91	0	7,4	1,8	1,3	1,7
SO ₄	mg/l	91	0,4	19,5	6,6	4,6	18,9
NH ₄	mg/l	91	0	4,1	0,7	0,8	0,6
NO ₃	mg/l	91	0	7,8	0,9	1,0	1,1
Al	mg/l	91	0	1,6	0,5	0,3	0,1
Fe	mg/l	91	0	16,2	1,3	2,0	3,8
Mn	mg/l	91	0	0,6	0,1	0,1	0,0
Pb	µg/l	91	0	150,8	19,2	26,8	718,1
δ ² H-H ₂ O	‰	91	-86,9	-43,2	-64,9	8,7	75,3
δ ¹⁸ O-H ₂ O	‰	91	-12,5	-6,3	-9,8	1,2	1,4
δ ¹³ C-DIC	‰	91	-26,1	-6,1	-21,1	3,5	12,0
δ ¹³ C-DOC	‰	56	-33,8	-20,4	-28,5	2,9	8,3
δ ¹⁸ O-SO ₄	‰	91	-0,5	7,0	3,0	2,3	5,3
δ ³⁴ S-SO ₄	‰	91	-0,5	8,2	3,6	2,3	5,4
δ ¹⁵ N-NO ₃	‰	91	-10,9	23,9	1,6	5,1	26,0
δ ¹⁸ O-NO ₃	‰	91	-4,7	69,1	13,7	17,1	292,2

Hydrochemische Kurzcharakteristik

Die hydrochemischen Analysen ergeben pH-Werte zwischen 3,6 und 5,4. Die elektrischen Leitfähigkeiten bis 82 µS/cm kennzeichnen den geringen Anteil gelöster Ionen im Einzugsgebiet. Die Gehalte der Nährstoffe Calcium, Sulfat und Nitrat lassen auf ein nährstoffarmes Gebiet schließen. Für Calcium sind im Mittel 1,8 mg/l, Sulfat 6,6 mg/l und Nitrat 0,9 mg/l nachweisbar. Stickstoff kommt hingegen verstärkt als Ammonium vor, im Mittel sind 0,8 mg/l zu verzeichnen. Die Nitritkonzentrationen liegen bis auf wenige Ausnahmen unter der Nachweisgrenze. Während die Konzentrationen von anorganischem Kohlenstoff mit 0,1 mg/l nur eine untergeordnete Rolle spielen, ist der organische Kohlenstoff mit Konzentrationen von 26,5 mg/l für das Untersuchungsgebiet prägend. Der Nachweis der metallischen Parameter ergibt für Aluminium, Eisen, Blei sowie Mangan Auffälligkeiten. Alle anderen metallischen Spezies sind nicht oder

nur in Spuren vorhanden. Maximalwerte für Aluminium ergeben 1,6 mg/l, für Eisen 16,2 mg/l, für Blei 150,8 mg/l und für Mangan 0,6 mg/l. Die Standardabweichungen der betrachteten metallischen Parameter sind vergleichsweise hoch.

7.2 Statistische Analyse

Nach Variablenprüfung mit dem Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest (KST) (Janssen & Laatz, 2007) ergibt sich für den pH-Wert ($p=0,19$), die elektrische Leitfähigkeit ($p=0,83$), DOC ($p=0,15$), Al ($p=0,25$), $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ ($p=0,60$), $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ ($p=0,23$) und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ ($p=0,68$) eine Normalverteilung der Werte. Die Voraussetzung auf Varianzhomogenität der Werte wurde mit dem Levene Test untersucht. Für $\alpha \leq 0,05$ sind die Testvoraussetzungen für die ANOVA erfüllt (vgl. A2-1a,b).

7.2.1 Gegenüberstellung der Herkunftsräume

In Bezug zur Herkunft verschiedener Stoffe im hydrologischen Einzugsgebiet der Wilzsch erfolgt eine Differenzierung der einzelnen Herkunftsräume. Zur Gruppierung der Herkunftsräume erfolgt eine Unterteilung in sieben Standortklassen (vgl. Tab. 6.6). Im Folgenden wird ein Vergleich der Gruppen auf Basis des Mittelwertes geprüft.

Varianzhomogenität zwischen den Gruppen ist bei DOC ($p=0,16$), Fe ($p=0,11$), Al ($p=0,11$), Pb ($p=0,58$), $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ ($p=0,37$), $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ ($p=0,48$), $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ ($p=0,16$), $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ ($p=0,55$) und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ ($p=0,33$) gegeben. Signifikante Differenzen zwischen den Gruppen weisen DOC ($p=0,0$), Fe ($p=0,04$) und Al ($p=0,01$) auf. Für DOC, Fe und Al werden der Scheffé-Test sowie der Dunnett-Test angewendet. Der Scheffé-Test ermöglicht die Ermittlung von Vergleichspaaren, die sich signifikant voneinander unterscheiden. Der Dunnett-Test untersucht Gruppenunterschiede, wobei die Gruppe 7 als Kontrollvariable ausgewählt wird. Die Paarvergleiche ergeben für DOC und Aluminium Unterschiede auf Basis des Signifikanzniveaus (vgl. A2-2). Für DOC zeigen sich Unterschiede der mineralischen Gräben sowohl zu den Standorten in der Kranzsch und den Moorstandorten. Mittels Scheffé - Test sind für Aluminium Unterschiede zwischen den Bodendrainagen und den Moorstandorten ausweisbar. Der Dunnett-Test ergibt für keinen der untersuchten Parameter einen signifikanten Unterschied zwischen den festgelegten Messgruppen. Die Varianzzerlegung hat zudem ergeben, dass der Faktor Termin für die abhängige Variable DOC als nicht signifikant einzustufen ist. Der Erklärungsanteil durch den Faktor Gruppe beträgt 33,8 %. Die Kovarianzanalyse verdeutlicht, dass die Kovariaten Nitrat ($p = 0,53$) als nicht signifikant und Sulfat ($p = 0,0$) als signifikant einzustufen sind. Die Kovariaten Aluminium und pH sowie Eisen und pH sind mit $p = 0,0$ ebenfalls signifikant. DOC lässt sich demnach mitunter durch die Variablen Sulfat, Aluminium und pH sowie Eisen und pH erklären. Für DOC lassen sich signifikante Gruppenunterschiede zwischen den mineralischen Gräben und der Kranzsch sowie den Moorstandorten aufzeigen. Innerhalb der Gruppe der mineralischen Gräben heben sich die Gräben 8 - 10 durch vergleichsweise geringere Konzentrationen noch einmal deutlich von den Gräben 11 und 12 ab. Der Mittelwert beträgt 12,8 mg/l, bei einer Standardabweichung von 12,1 mg/l. Die Messpunkte in der Kranzsch liegen im Mittel bei 37,9 mg/l, bei einer Standardabweichung von 21,2 mg/l. Dabei liegt der Messpunkt sechs deutlich unter dem nahe der Quelle. Die moortypischen Standorte belegen Mittelwerte von 35,1 mg/l, bei einer Standardabweichung von 18,5 mg/l, während in der Torfstichrülle (MP 18) durchgehend geringere Werte messbar sind. Deutliche Mittelwertsunterschiede für den Parameter Aluminium zeigen die Bodendrainagen im Vergleich zu den Moorstandorten. Die Mittelwerte der Bodendrainagen liegen bei 0,9 mg/l ($s = 0,3$), die der Moorstandorte hingegen bei nur 0,4 mg/l ($s = 0,2$).

Parameter, die die Voraussetzung der Varianzhomogenität nicht erfüllen, wurden mit dem Kruskal-Wallis-H-Test für unabhängige Stichproben auf unterschiedliche zentrale Tendenz von Verteilungen überprüft. (Eine Normalverteilung ist keine Testvoraussetzung.) Für den pH - Wert ($p=0,02$), DIC ($p=0,01$), NO_3 ($p=0,13$), $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ ($p=0,01$) sowie $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ ($p=0,03$) sind signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen ableitbar. Pb, Fe, $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ und $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ weisen eine Gleichheit der Varianzen auf, verletzen jedoch die Voraussetzung der Normalverteilung. Daher bietet sich ebenfalls die Berechnung des Kruskal-Wallis-H-Tests an. Für Pb ($p=0,006$) und Fe ($p=0,0$) sind signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen anzunehmen (vgl. A2-3).

Für die Benennung der Gruppenunterschiede folgte ein paarweiser U-Test nach Mann und Whithney. Die zahlreichsten Gruppenunterschiede ergeben sich für Fe und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (vgl. A2-4). Für Fe zeigen die Ergebnisse Differenzen der Wilzschstandorte zu mineralischen Gräben, Bodendrainagen und Moorstandorten. Die mineralischen Gräben und die Bodendrainagen grenzen sich zugleich von den Moorstandorten sowie vom Finalpegel der Wilzsch ab. Die Verschiedenheit von Fe drückt sich zudem zwischen den Bodendrainagen und dem Grundwasserpegel aus. Der Fe-Gehalt der Kranizsch hebt sich alleinig von den mineralischen Gräben und den Bodendrainagen ab. SO_4 differenziert die Wilzschstandorte von den Bodendrainagen sowie den Moorwässern. Die Bodendrainagen sind zudem ungleich zum Finalpegel und die mineralischen Gräben zum Herkunftsraum Moor. Alle signifikanten Mittelwertsdifferenzen von SO_4 sind zugleich bei Fe zu finden. Die mineralischen Gräben weisen signifikante Mittelwertsdifferenzen des Bleigehaltes zwischen allen Gruppen - bis auf das Grundwasser und den Finalpegel auf. Die Betrachtung des pH - Wertes zeigt für die mineralischen Gräben die gleiche Verteilung der zentralen Tendenz, wie bei Pb. Zudem unterscheiden sich die pH-Werte der Bodendrainagen signifikant vom Grundwasser.

$\delta^{13}\text{C}$ lässt vielfache Unterschiede der Moorstandorte und des Grundwassers zu den anderen Herkunftsräumen erkennen. Sowohl das Grundwasser, als auch die mineralischen Gräben lassen sich signifikant vom Finalpegel abgrenzen. Die Moorwässer sind signifikant verschieden von den Wilzschstandorten, den mineralischen Gräben, den Bodendrainagen und vom Grundwasser. Die Mittelwertsdifferenzen zwischen Moor- und Grundwasser sowie der Wilzschstandorte und des Grundwassers sind ebenso bei DIC zu finden. Schwefel-34 am Sulfat weist für keine Gruppe eindeutige Differenzen zum Finalpegel aus. Die Wilzschpegel und die mineralischen Gräben sowohl auch die mineralischen Gräben und die Moorwässer sind voneinander abgrenzbar. Auch die Bodendrainagen zeigen für Schwefel-34 eine Differenzierung zu den Wilzschpegeln und den Moorwässern. Die Mittelwerte von Sauerstoff-18 am Nitrat sind zwischen den Moorwässern und den Wilzschstandorten sowie den mineralischen Gräben ungleich. Die Nitratwerte der mineralischen Gräben sind von denen der Moorwässer verschieden. Der Finalpegel der Wilzsch lässt sich signifikant von den anderen Wilzschstandorten und dem Grundwasser trennen. Eine Abgrenzung der Wilzschpegel zum Grundwasser ist ebenfalls ausgewiesen.

7.2.2 Saisonale Unterschiede

Aussagen aus der Literatur belegen einen jahreszeitlichen Zusammenhang des DOC - Austrages, der sich durch Unterschiede der Niederschlagsintensitäten, des Abflussverhaltens, Sturmereignisse und Temperaturunterschiede ausdrückt (Clark et al. 2007a, Worrall et al. 2004, Laudon et al. 2004, Dawson et al. 2008, Hornberger et al. 1994). Inwieweit saisonale Unterschiede für die Analyseergebnisse statistisch belegbar sind, wird nachstehend untersucht.

Varianzhomogenität zwischen den Messterminen zeigt sich bei Lf ($p=0,33$), NO_3 ($p=0,10$), $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ ($p=0,16$), $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ ($p=0,50$) und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ ($p=0,13$). Mittels einfaktorieller ANOVA konnten für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ ($p=0,01$) und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ ($p=0,0$) signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Messterminen nachgewiesen werden.

Die Post-hoc-Tests wurden aufgrund der geringen Fallzahl bei $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ lediglich für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ gerechnet. Für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ ergaben beide Tests einen signifikanten Unterschied zwischen dem ersten und fünften Messtermin (Scheffé $p = 0,14$; Dunnett $p = 0,02$) (vgl. A2-5). Der Dunnett-Test stellt auf Basis möglicher Vergleichswerte signifikante Unterschiede der Beprobungskampagne am 14.08.2010 gegenüber den vorhergehenden heraus. Die Wilzsch und Kranzschmesspunkt 6 unterscheiden sich durch deutlich niedrigere Promillewerte am 14.08.2010 gegenüber den Vormessungen. Die aufgezeigten Unterschiede von $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ zwischen der Messung am 11.05. bzw. 23.06.2009 und 14.08.2010 liegen acht bzw. neun von 19 möglichen Paarvergleichen zugrunde. Da Sulfat teilweise nur in geringen Mengen in der Probe vorhanden war, konnte mit der Entnahmemenge von 5 Litern nicht ausreichend Probematerial hergestellt werden. Der Vergleich zum 25.08. und 03.11.2009 schließt 13 Paare ein. Für die moortypischen Standorte sind nur im November 2009 und August 2010 Vergleichswerte verfügbar.

Die Prüfung der Abhängigkeit vom Messtermin wurde für die Parameter ohne Varianzhomogenität bzw. ohne Voraussetzung der Normalverteilung mit dem Kruskal-Wallis-Test untersucht. Für den pH-Wert, DIC, SO_4 , NH_4 , Al, Mn, Pb, $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ sowie $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ konnte ein signifikanter Unterschied statistisch bestätigt werden (vgl. A2-6). Da der Kruskal-Wallis-Test keine Aussage darüber trifft, welche Klassen sich signifikant voneinander unterscheiden, wurde der U-Test nach Mann and Whitney gerechnet. Insbesondere für die Parameter DIC, NH_4 , Al, Mn, Pb, $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ sowie $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ können zeitlich markante Unterschiede ermittelt werden (A2-7). DIC, Sulfat und Mangan lassen die gleichen saisonalen Differenzen erkennen. Die September- sowohl auch die Augustbeprobung 2010 unterscheiden sich in ihrer zentralen Tendenz von den Messungen im Frühjahr 2009 und August 2009, für DIC und Mangan zudem zu Juni 2009. Ähnlich verhalten sich auch der pH-Wert und Aluminium. Die Messung im September 2009 zeigt eine ungleiche Verteilung zu allen anderen Terminen. Ebenfalls ist eine Differenzierung beider Augustbeprobungen messbar. Bis auf NH_4 tritt diese Verschiedenheit bei allen Parametern auf. Für NH_4 ist eine Ungleichheit aller Termine zum Juni 2009 ableitbar. Die Ergebnisse auf Basis des Mittelwertes im September 2009 variieren signifikant zu beiden Terminen im August. Für Blei hingegen ist die Frühjahrsbeprobung 2009 sowie die Augustmessung 2010 von allen anderen Untersuchungen abweichend. Gleiches ist für Wasserstoff-2 und Sauerstoff-18 am Wasser zu deuten. Stickstoff-15 und Sauerstoff-18 am Nitrat weisen nahezu gleiche Verteilungen auf. Die Messkampagne im August 2010 unterscheidet sich in ihren Mittelwertsdifferenzen zu den vorhergehenden Terminen. Zudem sind die Ergebnisse vom Frühjahr 2009 zum Herbst 2009 verschieden. Für Stickstoff-15 ist außerdem ein Unterschied von August zu November 2009 feststellbar. Kohlenstoff-13 am DIC zeigt saisonale Unterschiede der Augustmessung 2010 zu der im August und November 2009.

7.2.3 Faktorenanalyse

In Hinblick auf die Durchführung einer Clusteranalyse bietet sich das Vorschalten einer Faktorenanalyse an. Bei der Anwendung der Clusteranalyse sind nur Parameter zielführend, die wenig miteinander korrelieren, da sich sonst das Problem der Resundanz ergibt. Für die Ausführung der Faktorenanalyse kommen 15 der 20 Parameter zur Anwendung. Parameter die sehr große Messlücken aufweisen, werden nicht berücksichtigt. Für die Bestimmung der Kommunalitäten fällt die Wahl auf die Hauptkomponentenanalyse als Faktorextraktionsverfahren. Die Interpretation der Faktoren findet unter Zunahme der Faktorladungen und der rechtwinkligen Varimax-Rotation statt (vgl. A2-8).

Die Variablenbündelung ergibt fünf zentrale Faktoren (vgl. A2-8). Der erste Faktor lässt sich auf die Variablen pH-Wert, Sulfat, Mangan, Calcium, Aluminium und DIC zurückführen, wobei Aluminium negativ auf dem ersten Faktor lädt. Diese Gruppe beschreibt die Versauerungsindikatoren. Die zweite Gruppe erklärt

sich durch die Isotope $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$ am Wasser. Eisen, DOC, Blei und Nitrat beschreiben die organisch geprägten Faktoren, Nitrat lädt dabei negativ auf dem dritten Faktor. Ammonium steht vordergründig in Verbindung mit atmosphärischen Systemen und anaeroben Abbau, während das Isotop $\delta^{13}\text{C}$ am DIC Komponenten atmosphärischen Ursprungs, aus Pflanzenrespiration, aus Zersetzungsprozessen sowie aus anaerob mikrobiellem Abbau verbindet. Die Leitfähigkeit bildet als alleinige Variable einen zentralen Faktor, der sich aus allen im Wasser vorhandenen Ionen ableitet. Für die Anwendung der Clusteranalyse können dahingehend die Parameter mit den höchsten Ladungen bzw. die Faktoren selbst geclustert werden.

7.2.4 Clusteranalyse

7.2.4.1 Gruppierung auf Basis zentraler Faktoren

Die Anwendung der Clusteranalyse unterstützt die Überprüfung der Stratifizierung. Den Tabellen 7.2a-b sind die Ergebnisse der hierarchischen Clusteranalyse, basierend auf der Ward-Methode und der Quadrierten euklidischen Distanz, zu entnehmen. Nach obigen Schritten der Faktorenanalyse ist die Entscheidung für die Faktorwerte als Variablengrundlage der Clusteranalyse dienlich. Es erfolgt eine Zusammenfassung in sieben Cluster. Die Tabelle 7.2a ist das Ergebnis einer Clusterzuordnung über den gesamten Messzeitraum. Die Betrachtung der Messtermine weist eine starke Heterogenität auf, die in den Clusterzuordnungen zum Ausdruck kommen. Die geringste Variabilität zeigen die Messstellen 8, 10, 11, 15 und 17. Bis auf eine Ausnahme gehört jede dieser Messstellen separat betrachtet dem gleichen Cluster an. Der Messpunkt im Graben 10 verbleibt über die gesamte Messperiode in Gruppe vier.

Tab. 7.2a: Clusterzuordnungen der Messstellen über die gesamten Messtermine

		11.5.09	23.6.09	25.8.09	3.11.09	14.8.10
		Cluster	Cluster	Cluster	Cluster	Cluster
Messstelle	Gruppe	A	A	A	A	A
2	1	1	1	1	3	7
3	1	1	1	1	3	7
4	1	1	1	1	3	7
5	1	1	1	5	3	7
6	2	2	1	1	3	7
7	2	3	3	6	6	7
8	3	4	4	4	3	4
9	3	1	1	4	3	2
10	3	4	4	4	4	4
11	3	1	1	1	1	7
12	3	1	1		3	7
13	4	2	3	6	3	7
14	4			6	3	3
15	5	2	2	2	1	2
16	5	2	5	5	6	5
17	5	2	6	6	2	2
18	5	1	1	4	3	4
19	6		4	4	3	7
1	7	1	1	1	3	7

Zum ersten Messtermin konnten durch Clusteranalyse vier Gruppen gebildet werden. Dabei werden alle Standorte der Wilzsch, ein Teil der mineralischen Gräben (9, 11, 12) sowie die Torfstichrülle (18) gemeinsam der ersten Gruppe zugeordnet. Die Moorwasserpegel 15 - 17, die Bodendrainage 13 und auch der Messpunkt 6 in der Kranizsch (kurz vor der Einmündung in die Wilzsch) gehören der Gruppe zwei an. Die Messpunkte der Kranizsch 6 - 7 erfahren eine Unterteilung, Standort 7 bleibt alleinig in Gruppe drei. Die mineralischen Gräben 8 und 10 bilden ebenfalls eine Einheit. Die Messung am 23.6.09 ist den Zuordnungen der ersten ähnlich. Die Messstellen in der Kranizsch werden erneut unterschieden, jedoch zählt der Standort sechs zur Gruppe eins, in der sich unter anderen die Standorte der Wilzsch einordnen. Die Moorwasserpegel der Großen Säure erfahren eine Unterteilung in drei Gruppen. Die Bodendrainage 13 zeigt Ähnlichkeiten zum Kranizschstandort 7. Am 25.08.09 werden die Messstellen in fünf Gruppen unterteilt. Die mineralischen Gräben 8 - 10 gliedern sich in eine Gruppe mit der Torfstichrülle (18) und dem Grundwasserpegel. Einzig Graben 11 bildet die Ausnahme. Die Moorwasserpegel werden wiederum differenziert. Pegel 17 im Latschenbestand der Großen Säure bildet mit den Bodendrainagen (13-14) und dem Kranizschquellstandort 7 Gruppe sechs. Der Moorpegel 15 steht alleinig in Gruppe 2. Für die Herbstmessung 2009 erfolgt eine Untergliederung in fünf Gruppen. Die Gruppenzuordnungen unterscheiden sich stark von den vorhergehenden. Die Wilzschstandorte, der Messpunkt 6 in der Kranizsch, ein Teil der mineralischen Gräben (8, 9, 12), die Bodendrainagen (13 - 14) sowie die Torfstichrülle und der Grundwasserpegel gehören der Gruppe drei an. Messpunkt 5 und 16 sind gemeinsam in Gruppe sechs. Der Standort 10 separiert sich in Gruppe 4, Standort 17 in Gruppe 2 und Standort 15 in Gruppe 1. Die Augustmessung 2010 liefert im Ergebnis sechs Einteilungen, die sich abermals stark von den vorherigen Messungen unterscheiden. Die Pegel der Wilzsch, der Kranizsch, des Grundwassers sowie auch die Standorte 11 - 13 bilden gemeinsam die Gruppe sieben. Der mineralische Graben 8 und die Torfstichrülle (18) gleichen dem Standort 10. Die Moorwasserpegel 15 und 17 sowie der mineralische Graben 9 liegen gemeinsam in Gruppe 2. Der Moorwasserpegel 16 bleibt wie zuvor in Gruppe fünf.

Die Clusteranalyse zeigt deutlich, dass der finale Pegel der Wilzsch immer der Mehrheit der anderen Wilzschstandorte zugeordnet wird. Die mineralischen Gräben erfahren eine nochmalige Unterteilung unabhängig vom Messtermin. Die Variationen zwischen den Moorwasserpegeln in der Großen Säure sind ebenfalls vorhanden. Dennoch lässt sich eine Anlehnung zu den vorab gebildeten Klassen abzeichnen.

Tabelle 7.2b präsentiert die Clusterzuordnung der Messstellen auf Basis der Ergebnisse der einzelnen Messtermine. Es ergibt sich ein von Tab. 2a stark abweichendes Bild. Für jeden einzelnen Zeitraum ergeben sich nun die Clusterzuordnungen 1 - 7. Die Termine sind nach Clusternummer untereinander daher nicht vergleichbar. An Messterminen mit relativ homogenen Analyseergebnissen findet somit eine stärkere Differenzierung statt. Somit findet im Vergleich zu Tab. 2a am 11.05.2009 in der Wilzschgruppe eine nochmalige Unterscheidung statt. Der Finalpegel ist der Mehrheit der Wilzschstandorte zugeordnet. Das gilt ebenfalls für alle nachfolgenden Beprobungskampagnen. Kranizschmesspunkt 6, die Bodendrainage 13 sowie die Moorwasserpegel 15 und 17 werden der gleichen Gruppe zugeordnet. Die Standorte 7 und 16 sind nochmals in einer Gruppe zusammengefasst. Die mineralischen Gräben sind verschiedenen Clustern zugeteilt. Am zweiten Messtermin, dem 23.6.2009, sind alle Wilzschstandorte sowie Messpunkt 6 (Kranizsch) als auch der mineralische Graben 11 in einer Gruppe zu finden. Messpunkt 7 (Quellpunkt der Kranizsch) sowie die Bodendrainage sind einer Gruppe zugeordnet. Die mineralischen Gräben 8 - 10 gehören einem Cluster an, in welches sich auch die Torfstichrülle (18) einordnet. Die Moorwasserpegel 15 und 17 werden zusammen betrachtet, Pegel 16 steht allein. Am 25.8.2009 sind die meisten Standorte gemeinsam dem Cluster der Wilzschmessstellen zugeordnet. Dies schließt die Gräben 10, 11 und 18 sowie den Grundwasserpegel ein. Der Quellstandort 5 der Wilzsch separiert sich dieser Zuordnung. Die Boden-

drainagen liegen mit dem Moorwasserpegel 17 in einem Cluster. Am 3.11.2009 gleicht die Gruppierung der Wilzschstandorte dem 23.06.2009. Einzig die Bodendrainage 14 ist ebenfalls diesem Cluster zugeteilt. Der Kranzschquellpunkt 7 und der Moorpegel 16 sind wie bereits im Frühjahr einem Cluster zugeordnet. Die Gräben 8 und 9 befinden sich in einer Gruppe, ebenso Graben 11 sowie die Moorpegel 15 und 17. Der Grundwasserpegel, der Graben 12 sowie die Bodendrainage 13 bilden ebenfalls ein Cluster. Am 14.08.2010 liegen die Wilzschmesspunkte 2 - 4, der Kranzschmesspunkt 6 sowie die Gräben 9 und 11 in einer Gruppe. Die Standorte 5, 7 und 13 stehen in einem Cluster, die Gräben 8 und 10 sowie auch Graben 12 und der Grundwasserpegel. Der Pegel 16 separiert sich von den Moorwasserpegeln 15 und 17.

Tab. 7.2b: Clusterzuordnungen der Messstellen – separat für jeden Messtermin

		11.5.09	23.6.09	25.8.09	3.11.09	14.8.10
		Cluster	Cluster	Cluster	Cluster	Cluster
Messstelle	Gruppe	B	B	B	B	B
2	1	1	1	1	1	1
3	1	1	1	1	1	1
4	1	2	1	1	1	1
5	1	2	1	2	1	2
6	2	3	1	1	1	1
7	2	4	2	3	2	2
8	3	5	3	4	3	3
9	3	1	3	5	3	1
10	3	6	3	1	4	3
11	3	2	1	1	5	1
12	3	7	4		6	4
13	4	3	2	6	6	2
14	4			6	1	5
15	5	3	5	7	5	6
16	5	4	6	7	2	7
17	5	3	5	6	5	6
18	5	1	3	1	7	3
19	6		7	1	6	4
1	7	1	1	1	1	1

Die Clusteranalyse mit separater Terminbetrachtung zeigt die Variabilität zwischen den Messkampagnen. Die Zuordnung der Wilzsch ist mehrheitlich nachweisbar. Eine Gliederung der anderen Standorte ist ebenfalls möglich und zeigt zum Teil Parallelen mit der bestehenden Gruppierung.

7.2.4.2 Bündelung der Isotopensignatur von $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$

Die Wasserstoff- und Sauerstoffisotope am Wasser sowie die Kohlenstoffisotope am DIC weisen die geringsten Messlücken in der isotopenanalytischen Auswertung auf. Die Clusteranalyse bietet sich daher für das Aufzeigen möglicher räumlicher Unterschiede an. 91 von 95 Fällen gehen in die Auswertung ein. Für die genannten Isotope wird eine Clusteranalyse nach der Ward-Methode gerechnet. Als Maß für die Heterogenität dient die quadrierte euklidische Distanz. Für alle Isotope wird die hierarchische Clusteranalyse angewendet. Dabei erfolgt für $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ eine sinnvolle Einteilung in sechs Cluster. Die Zugehörigkeit einzelner Messpunkte variiert durch die großen Unterschiede zwischen den Messterminen (Tab. 7.3).

Tab. 7.3: Clusterzuordnung für $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$

		11.05.2009			23.06.2009			25.08.2009			03.11.2009			14.08.2010		
		Cluster			Cluster			Cluster			Cluster			Cluster		
Messstelle	Gruppe	^2H	^{18}O	^{13}C	^2H	^{18}O	^{13}C	^2H	^{18}O	^{13}C	^2H	^{18}O	^{13}C	^2H	^{18}O	^{13}C
2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	5	5	1	2	2	1
3	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	5	5	1	2	2	2
4	1	1	1	1	2	2	1	1	1	3	5	5	1	2	2	1
5	1	1	1	1	2	2	1	2	2	2	5	5	1	2	2	3
6	2	1	1	2	2	2	1	1	1	1	6	6	1	2	2	2
7	2	1	1	1	3	3	1	4	4	3	6	6	1	3	3	1
8	3	1	1	3	1	1	2	1	1	3	5	6	3	1	1	2
9	3	1	1	1	1	1	3	1	1	3	5	5	3	1	1	2
10	3	1	1	3	1	1	3	1	1	1	1	1	3	1	1	2
11	3	1	1	1	2	2	1	2	2	3	6	6	1	2	2	2
12	3	2	2	3	4	4	3				6	6	1	4	3	1
13	4	1	1	4	2	2	2	3	3	3	6	6	3	3	3	1
14	4							4	3	3	3	3	1	3	3	1
15	5	1	1	2	2	2	2	2	2	4	5	5	1	2	2	4
16	5	1	1	2	2	2	4	2	2	2	5	5	2	2	2	1
17	5	1	2	4	3	3	2	4	4	2	2	2	3	2	3	2
18	5	1	1	1	1	1	3	1	1	3	6	6	3	1	1	1
19	6				1	1	3	1	1	3	6	6	3	2	3	1
1	7	1	1	1	2	2	1	1	1	2	5	6	1	2	2	2

Ergebnisse der Clusteranalyse für $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$

Der größte Teil der Wasserstoffisotope wird in das Cluster eins eingeteilt. Die 36 Messungen beinhalten Werte zwischen -69,1 und -63,8 ‰ (Tab. 4). 27 Fälle sind gemeinsam Cluster zwei zugeteilt (-63 bis -57 ‰). Die restlichen 29 Fälle sind vier verschiedenen Clustern zugeordnet. Sieben Standorte vereinen in Cluster sechs den isotopisch leichtesten Wertebereich von -86,9 bis -81 ‰. Neun Messstellen gruppieren sich in Cluster fünf (-79,7 bis -71,8 ‰). Sieben Standorte charakterisieren Cluster drei, die ein Messbereich von -55,1 bis -51,9 ‰ aufzeigen. Die isotopisch fünf schwersten Werte vereint Cluster vier mit einer Spannweite von -49,8 bis -43,8 ‰.

Tab. 7.4: Spannbreiten der Clustereinteilungen für $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$

Cluster	^2H am H_2O			^{18}O am H_2O		
	MIN [‰]	MAX [‰]	Anzahl	MIN [‰]	MAX [‰]	Anzahl
1	-69,1	-63,8	36	-10,0	-9,5	35
2	-63,0	-57,0	27	-9,4	-9,0	25
3	-55,1	-51,9	7	-8,8	-7,5	12
4	-49,8	-43,8	5	-6,7	-6,3	3
5	-79,7	-71,8	9	-11,3	-10,5	7
6	-86,9	-81,0	7	-12,4	-11,5	9

Die Standorte in der Wilzsch werden zu den Beprobungen am 11.5.2009, 23.6.2009, 03.11.2009 sowie am 14.8.2010 gemeinsam gruppiert, jedoch zu den benannten Terminen in verschiedene Cluster geordnet. Am 11.5.2009 sind diese dem Cluster eins zugehörig. In diesem liegen bis auf Standort 12 auch alle weiteren Standorte. Am 23.6.2009 und 14.8.2009 verschieben sich die Isotopenwerte zu Cluster zwei und am 03.11.2009 in Cluster fünf. Am 25.08.2009 gruppieren sich die Wilzschstandorte bis auf Messpunkt (MP)

5 (Cluster zwei) wieder in Cluster eins. Die Messstelle 6 gehört bis auf den 03.11.2009 der Gruppierung nach zu den Wilzschstandorten. Die mineralischen Gräben 8 - 10 sind in der Clusterzuordnung bis auf den 03.11.2009 gemeinsam in Cluster eins. Während MP 10 durchgängig Cluster eins angehört, zählen MP 8 und 9 am 03.11.2009 zu Cluster fünf. Der Graben 18 in der Torfstichrülle reiht sich bis auf den 03.11.2009 zu den Gräben 8 - 10 und hebt sich damit von den Moorwasserstandorten ab. Der mineralische Graben 11 und die Moorwasserpegel 15 und 16 sind mit MP 5 im Kiebickenmoor zu vergleichen. Nur am 03.11.2009 variiert Graben 11 in der Zuordnung. Pegel 17 ist von den Moorwasserpegeln 15 und 16 verschieden. Zu den ersten drei Messungen ist ein Vergleich zu Standort 7 gegeben. Letztlich unterscheiden sich die $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Analysen von MP 17 in den zwei Sommermesskampagnen und der Herbstmesskampagne durch bedeutend niedrigere Werte von MP 15 und 16. Zur Frühjahrsbeprobung ist der Unterschied nur gering und im Sommer 2010 gar nicht gegeben. Zu den drei Messungen, an denen eine gemeinsame Bestimmung am Drainagewasser möglich war, ist nur am 14.8.2010 eine einheitliche Clusterzuweisung möglich. Während MP 13 am 25.8.2009 einzig Cluster drei und am 3.11.2009 Cluster sechs zugehörig ist, ordnet sich MP 14 am 3.11.2009 alleinig in Cluster drei ein. Am 25.8.2009 befindet sich MP 14 neben Standort 7 und 17 in Cluster vier. Am 14.08.2010 ist in dem isotopisch schwersten Cluster vier nur Standort 12 vertreten. Die Grundwassermessstelle ist bis auf den 14.08.2010 vergleichbar mit Graben 18 in der Torfstichrülle. Am 23.6. und 25.8.2009 ist das Grundwasser wie die Gräben 8 - 10, am 3.11.2009 wie die Standorte 5 sowie 11, 12, 13 und 18 eingeordnet. Am 14.8.2010 liegt dieser in Cluster zwei, wie die Mehrheit der Standorte. Saisonal betrachtet sind die Messergebnisse am 11.5.2009 am homogensten. Gehalte zwischen -69,1 und -64,4 ‰ beschreiben den Wertebereich für $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$. Einzig MP 12 ordnet sich mit -63 ‰ in Cluster zwei. Am 23.6.2009 ist die Tendenz für $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ geringfügig höher als zur Frühjahrsbeprobung. Der 25.08.2009 präsentiert sich wenig verändert von der Vormessung. Die Wilzschstandorte gruppieren sich in Cluster niedrigerer Wertebereiche. Die Zuordnungen im Juni 2009 sind vergleichbar mit denen im August 2010. Die mit Abstand geringsten und auch heterogensten Promillewerte sind dem Messtermin am 03.11.2009 zuzuordnen. Die Cluster fünf und sechs bilden die größten Gruppen.

Für $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ am Wasser sind nur vereinzelt Abweichungen zu der Clustereinteilung von $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ feststellbar. Diese betreffen die Bodendrainagen am 25.8.2009 und Standort 12, 17 und 19 am 14.8.2010.

Ergebnisse der Clusteranalyse für $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$

Die Clusteranalyse für $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ bietet als optimalste Lösung eine Einteilung in vier Cluster an (Tab. 7.3, 7.5). Cluster drei bildet die Gruppe mit den niedrigsten Deltawerten, in die sich 25 Messstellen einordnen. Die realen Messwerte gehen von -26,1 bis -25,5 ‰. Die meisten Standorte (42) sind Cluster eins zugeordnet. Die Werte streuen von -23,3 bis -20,8 ‰. 17 Standorte gruppieren sich in Cluster 2 mit Werten zwischen -19,8 und -15,5 ‰. Cluster vier umfasst einen Wertebereich von -13,7 bis -6,1 ‰, in den sich lediglich fünf Messstellen einordnen (Tab. 5).

Tab. 7.5: Spannbreiten der Clustereinteilungen für $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$

Cluster	$^{13}\text{C}_{\text{am DIC}}$		
	MIN [‰]	MAX [‰]	Anzahl
1	-23,3	-20,8	42
2	-19,8	-15,5	17
3	-26,1	-25,5	25
4	-13,7	-6,1	5

Die Ergebnisse präsentieren eine Zuordnung in Abhängigkeit vom Beprobungstermin. Die Wilzschpegel, einschließlich des Finalpegels werden zumeist in Cluster eins gestellt. Die Messstelle zwei, unmittelbar vor

dem Zufluss der Kranizsch, befindet sich einzig zu jedem Termin in Gruppe eins. Bis auf eine Ausnahme ist dies ebenfalls für die Messpunkte 3, 4 und 7 (Kranizsch) der Fall. Die Kranizschmessstelle 6 wird - wie auch der Finalpegel - der Gruppe eins und zwei zugeteilt. Die mineralischen Gräben 8 - 12 liegen während der ersten vier Beprobungen in Cluster drei bzw. eins. Sie zeigen damit eher leichtere $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte. Am 14.08.2010 reichern sich $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte an. Die Standorte befinden sich bis auf MP 12 in Cluster zwei. Die meisten Messungen der Gräben 8 - 12 werden in die Cluster drei geteilt. Dies ist ebenfalls für die Torfstichrülle (18) und die Grundwassermessstelle (19) zu beobachten. Die Torfstichrülle hebt sich in der Klassifizierung von den Moorwasserpegeln ab. Diese sind während der ersten drei Messungen den isotopisch schwereren Clustern (zwei und vier) zugeordnet. Die Einteilung für die letzten beiden Messkampagnen ist uneinheitlich. Eine gemeinsame Bestimmung für die Bodendrainagen erfolgt erst zu den letzten drei Messungen. Die Gruppierung geht zu den isotopisch leichten Klassen (eins und drei).

Die Frühjahrsbeprobung am 11.5.2009 steht vor allem für isotopisch leichtere Messwerte. Die Ausnahme bilden die Moorwasserpegel sowie MP 13 und MP 2. Ein ähnliches Bild kann für den 23.06.2009 beobachtet werden. Am 25.08.2009 reihen sich ebenfalls MP 5 und MP 1 in Cluster zwei ein. Für den 3.11.2009 liegt die Verteilung im Wesentlichen auf den isotopisch leichteren Clustern (drei und eins). Einzig MP 16 bildet eine Ausnahme. Am 14.08.2010 zeigt die Clustereinteilung eine Tendenz zu höheren Promillewerten.

7.2.5 Stärke des Zusammenhangs zwischen Variablen

Die graphische Darstellung der Streudiagramme erlaubt eine erste Prüfung für die Anwendung von linearen Korrelationsmodellen. Für die normalverteilten Parameter (vgl. KST) bietet sich die Berechnung des Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten nach Pearson an. Der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman, der Ausreißern gegenüber wesentlich unempfindlicher ist, findet für die übrigen Parameter Anwendung. Die Einstufung des Korrelationskoeffizienten wird nach Bühl & Zöfel (2002) vorgenommen.

Tab. 7.6: Korrelationskoeffizienten nach Spearman und Pearson*

	pH	DOC	SO ₄	NO ₃	Ca	DIC	Fe	Al	Mn	Pb	$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$
pH	1	-0,66*	0,67	0,37	0,57	0,37	-0,24	-0,44*	0,42	-0,56	-	-
DOC	-0,66*	1	-0,79	-0,60	-0,48	-0,42	0,48	0,38*	-0,42	0,76	0,35	0,39
SO ₄	0,67	-0,79	1	0,69	0,57	0,41	-0,30	-0,37	0,43	-0,65	-0,31	-0,34
NO ₃	0,37	-0,60	0,69	1	0,43	0,26	-0,48	-	0,21	-0,55	-0,40	-0,44
Ca	0,57	-0,48	0,57	0,43	1	-	-	-	0,26	-0,28		
DIC	0,37	-0,42	0,41	0,26	-	1	-0,28	-0,32	0,27	-0,42	-	-
Fe	-0,24	0,48	-0,30	-0,48	-	-0,3	1	-	-	0,36	-	-
Al	-0,44*	0,38*	-0,37	-	0,26	-0,3	-0,3	1	-0,30	0,36	-	-
Mn	0,42	-0,42	0,43	0,21	0,26	0,27		-0,30	1	-0,41	-	-
Pb	-0,56	0,76	0,42	-0,65	-0,55	-0,42	-0,28	0,46	0,36	1	-	-
$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$	-0,25	0,29	-0,32	-	-0,36	-	-	-	-	-	1	0,98
$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$	-0,27	0,34	0,34	-	-0,38	-	-	-	-	-	0,98	1

Der pH-Wert, DOC und Sulfat liefern unter den untersuchten Parametern den größten Beitrag zur Erklärung des Zusammenhangs von Variablen. Sulfat zeigt mittelstarke Zusammenhänge zu pH-Wert, Nitrat, Calcium als auch Blei. DOC zu Sulfat und Blei korrelieren stark positiv, DOC zum pH-Wert hingegen stark negativ. Zu den Metallen Eisen und Aluminium sind nur geringe positive und zu Mangan andererseits geringe negative Korrelationen ablesbar. Der Zusammenhang zwischen Nitrat und der organischen Matrix sowie zu den Metallen Eisen und Blei ist als mittelstark negativ einzustufen. Neben Sulfat besitzt der pH-Wert zu Calcium einen mittleren positiven und zu Blei einen negativen Zusammenhang. Die Beziehung

zwischen pH-Wert zu Nitrat, DIC und Eisen ist nur schwach (Tab. 7.6). Die Isotopenparameter weisen wenige signifikante Korrelationen sowohl untereinander, als auch zu den hydrochemischen Variablen auf. $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$ am Wasser zeigen sehr hohe positive Korrelationen ($r=0,98$).

7.3 Variation des Niederschlags

Für hydrologische Einzugsgebietsanalysen ist der Niederschlag ein bedeutender Eintragspfad. Daher erfolgte parallel zu den Messkampagnen die Beprobung des Niederschlagswassers. Für den Zeitraum vom 12.05.2009 bis 16.08.2010 konnten zweiwöchige Mischproben entnommen werden. Das Probenmaterial wurde hydrochemisch als auch isotonenchemisch analysiert. Proben mit auffällig hohen Leitfähigkeiten und Phosphatwerten gehen auf eine Verunreinigung durch Vogelkot zurück und mussten aus dem Datensatz entfernt und durch Werte vom Landesamt für Umwelt und Geologie ersetzt werden. Die in den folgenden Kapiteln aufgeführten Werte entsprechen gewichteten Mittelwerten.

7.3.1 Hydrochemische Zusammensetzung

Die pH-Werte des Niederschlags liegen im Messzeitraum Mai 2009 bis August 2010 bei 5,1 pH - Einheiten, dies entspricht einer mittleren H^+ -Ionenkonzentration von 0,011 mg/l. Das Niederschlagswasser variiert für die gesamte Messperiode zwischen pH 4,1 und 6,7. In der Winterperiode sind die pH-Werte aufgrund stärkerer Belastung durch Säurebildner geringer. Die Leitfähigkeiten des Niederschlags liegen im Beobachtungszeitraum bei 12,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, bei einer Wertespanne zwischen 4,7 und 69 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Datengrundlage SLfUG 2013 und eigene Erhebungen, vgl. A1-3).

Zu den wichtigsten gelösten Bestandteilen im Niederschlag gehören Cl^- , SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+} (Sigg & Stumm 1996). Im Untersuchungsgebiet ist Nitrat neben Sulfat das vorherrschende Anion und Ammonium mit Abstand überwiegendes Kation. Dies unterstreicht die Bedeutung der Stickstoffkom-

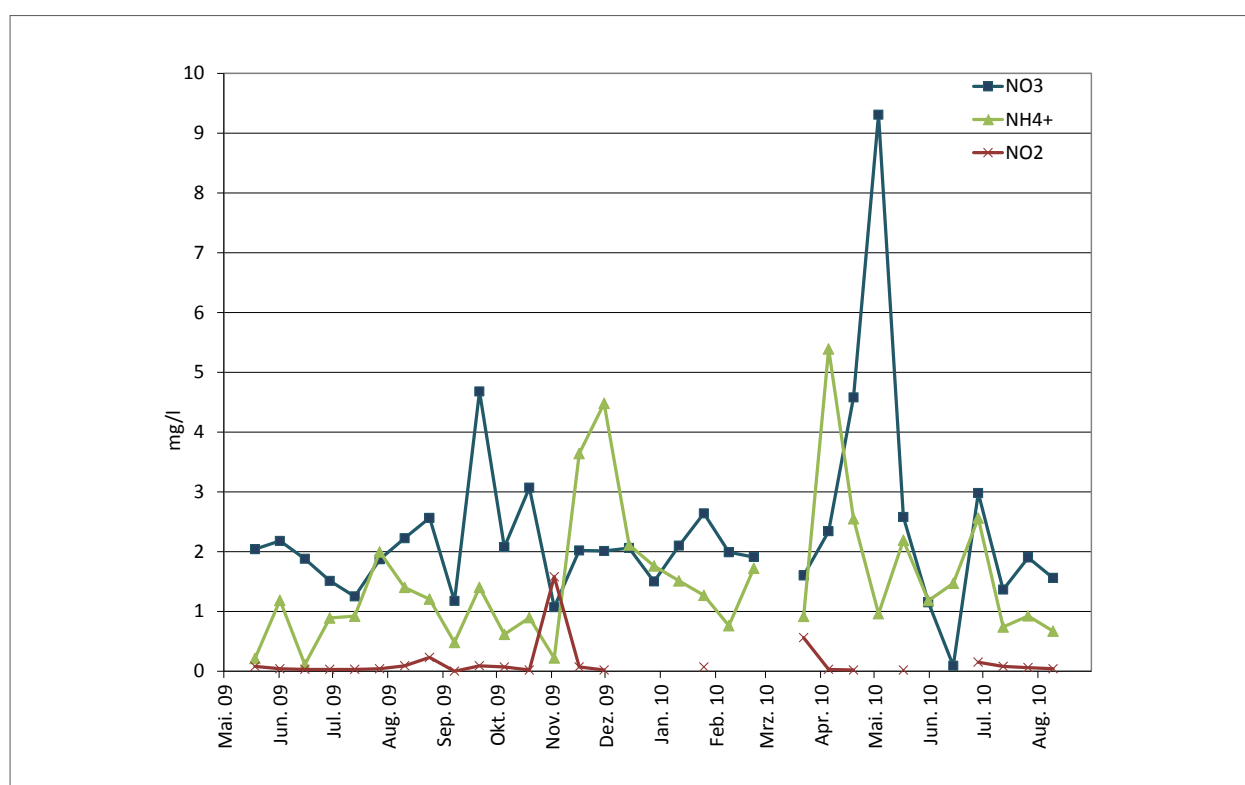


Abb. 7.1: Stickstoffgehalte im Niederschlag für den Zeitraum 12.05.2009 - 16.08.2010

ponenten im Niederschlag. Die Konzentrationen an Sulfat im Niederschlag betragen 1,7 mg/l und an Nitrat 1,9 mg/l. Die Sulfat- und Nitratkonzentrationen lassen im Beobachtungszeitraum vereinzelt Konzentrationspeaks erkennen, die aber keinem saisonalen Verlauf unterliegen (Abb. 7.1-7.2.). Die Analysen bestätigen Ammonium als wichtigstes Kation im Niederschlag mit Gehalten von 1,2 mg/l. Der höchste Gehalt an Ammonium ist Anfang April 2010 messbar (5,4 mg/l) (Abb. 7.1). Die Bestimmung der gelösten Kationen Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} zeigt deutlich niedrigere Werte als Ammonium. Für Calcium können Gehalte von 0,9, für Natrium 0,6 für Kalium 0,3 und für Magnesium 0,1 mg/l bestimmt werden.

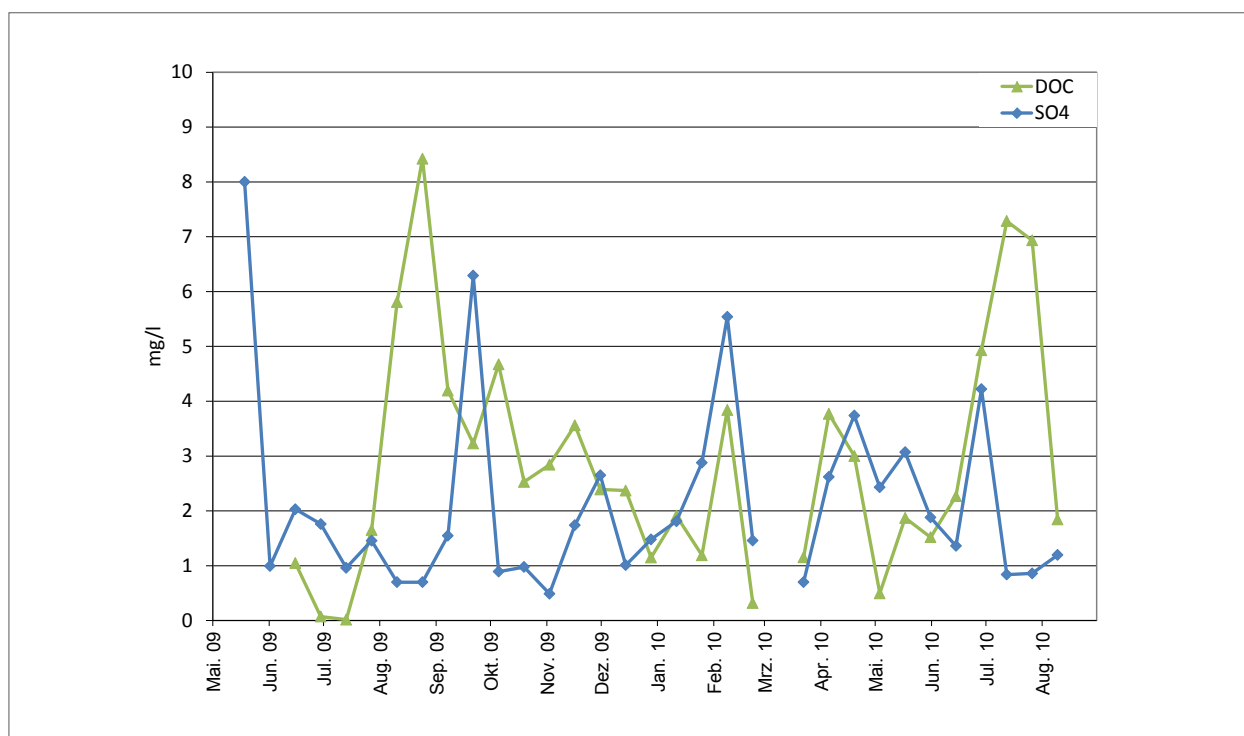


Abb. 7.2: DOC- und Sulfatgehalte im Niederschlag für den Zeitraum 12.05.2009 - 16.08.2010

Die DOC-Gehalte im Niederschlag liegen im Mittel bei 2,6 mg/l. Die höchsten Werte sind im August 2009 mit bis zu 8,4 mg/l sowie Anfang Oktober 2009 und Juli 2010 auszumachen.

An der Niederschlagsstation liegen die Bleigehalte bei 201,2 µg/l. Die Messungen im Jahr 2009 weisen gegenüber 2010 geringere Bleigehalte im Niederschlag auf. 2009 liegen die höchsten Werte bei 386 µg/l im November und bei 323 µg/l Anfang Juli. Im Jahr 2010 sind in der zweiten Aprilhälfte 658 µg/l messbar. Bis Mitte Mai gehen die Werte auf 209 µg/l zurück. Ende Mai sind wiederum 649 µg/l Blei im Niederschlagswasser gelöst. Im Juli 2010 liegen die Gehalte zwischen 549 und 596 µg/l. Die Spurenmetalle Zink, Chrom, Eisen, Aluminium, Mangan und Nickel sind nur in geringen Mengen messbar.

7.3.2 Isotopenchemische Zusammensetzung

Für die Niederschlagsproben konnten sowohl Daten für Wasserstoff-2 und Sauerstoff-18 am Wasser, für Stickstoff-15 und Sauerstoff-18 am Nitrat sowie für Kohlenstoff-13 am DIC ermittelt werden. Schwefel-34 am Sulfat lieferte nur für eine Probe Ergebnisse.

Wasserstoff- und Sauerstoffisotopensignaturen am Wasser

Die isotopische Zusammensetzung der Niederschläge im Untersuchungsgebiet wird durch die Local Meteoric Water Line (LMWL), die als Referenzlinie in einem Untersuchungsgebiet herangezogen wird, aus-

gedrückt. Abbildung 7.3 veranschaulicht die Isotopendaten von Wasserstoff und Sauerstoff sowie die daraus ermittelte Regressionsgerade (LMWL) im Vergleich zu der von Craig (1961) aufgezeichneten Meteoric Water Line (MWL), die als Normgerade bezeichnet wird. Die Isotope des Niederschlags unterliegen dabei einer streng linearen Beziehung. Die Korrelation zwischen ^2H und ^{18}O im Untersuchungsgebiet beträgt $r = 0,98$ (Spearman) ($r^2=0,95$). Die LMWL $\delta D=7,8\delta^{18}\text{O}+8,9$ ist im Vergleich zur GWML $\delta D=8\delta^{18}\text{O}+10$ aufgrund gebietsspezifischer Faktoren leicht verschoben.

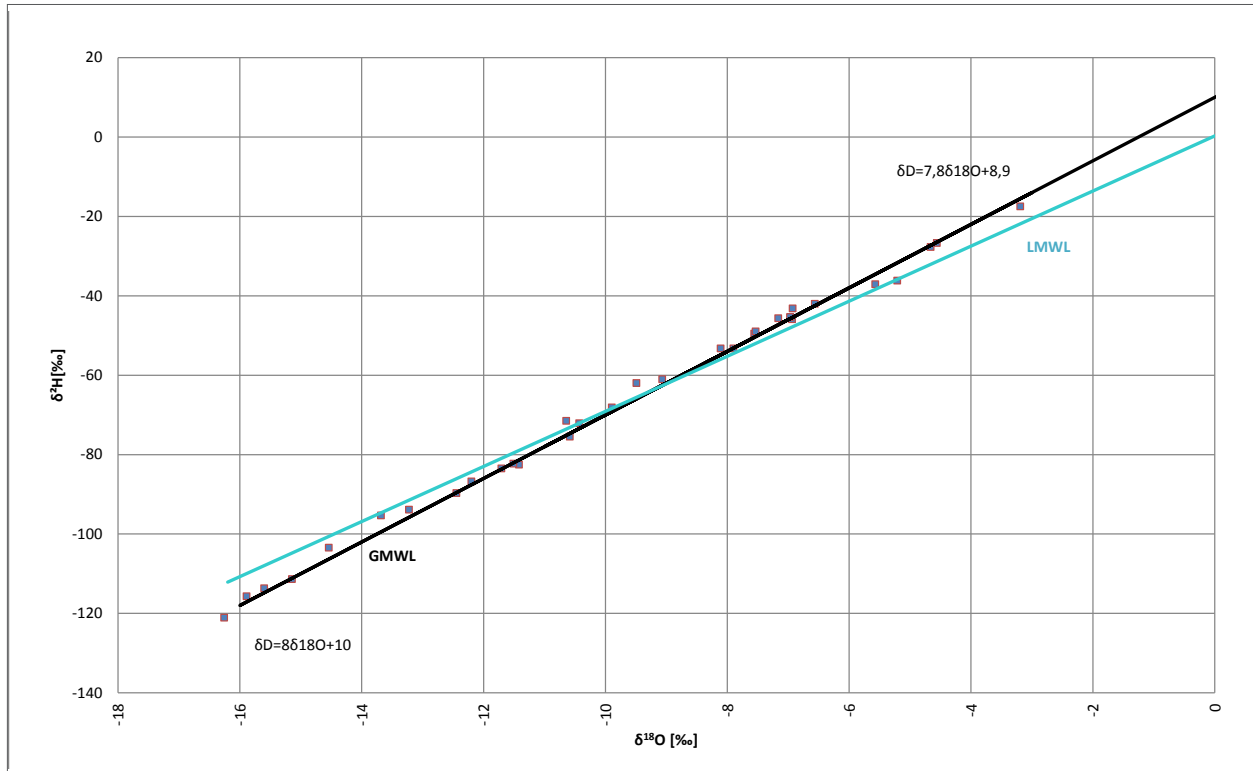


Abb. 7.3: Die isotopische Zusammensetzung von 32 Niederschlagsproben und die daraus resultierende Local Meteoric Water Line $\delta D=7,8\delta^{18}\text{O}+8,9$ im Vergleich zur Global Meteoric Water Line: $\delta D=8\delta^{18}\text{O}+10$.

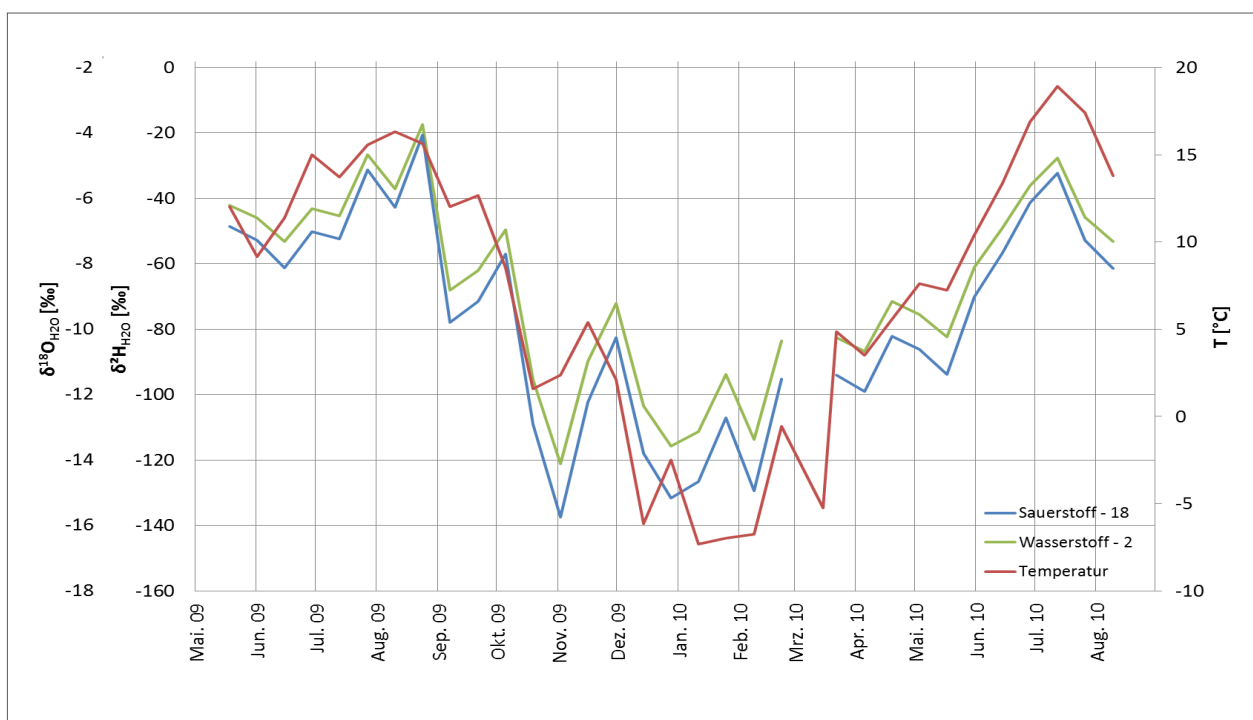


Abb. 7.4: $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ am Wasser sowie die mittleren 14tägigen Temperaturwerte (Station Wilzsch) für Mai 2009 bis August 2010. Die Daten basieren auf 14tägigen Niederschlagsmischproben der Station Talsperre Carlsfeld.

Abbildung 7.4 spiegelt die Fraktionierung des Niederschlags bei Temperaturdifferenzen, als auch im Jahresgang wider. Die gewichteten Mittelwerte für $\delta^{18}\text{O}$ ergeben $-10,0\text{‰}$ und für $\delta^2\text{H}$ $-68,8\text{‰}$. Für $\delta^{18}\text{O}$ zeigen die Messwerte eine Spannbreite von $-16,7\text{‰}$ bis $-3,2\text{‰}$, bei einer Standardabweichung von $3,6\text{‰}$ und für $\delta^2\text{H}$ von $-17,5$ und $-121,1\text{‰}$, bei einer Standardabweichung von $28,0\text{‰}$. In den Wintermonaten von November 2009 bis Februar 2010 sind die isotopisch leichtesten Werte messbar. Die Werte reichen für $\delta^{18}\text{O}$ von $-10,4\text{‰}$ im Dezember 2009 bis $-16,7\text{‰}$ Anfang November 2009 sowie für $\delta^2\text{H}$ von $-121,1$ bis $-72,1\text{‰}$. Von Mai 2009 zu August 2009 ist eine Zunahme der schweren Isotope zu beobachten. Im August 2009 nehmen Sauerstoff und Wasserstoff den schwersten Isotopenwert an, für $\delta^{18}\text{O}$ von $-3,19\text{‰}$ und für $\delta^2\text{H}$ von $-17,2\text{‰}$. Für 2010 lässt sich ebenfalls eine Zunahme der schweren Isotope von März zu Juli beobachten.

Stickstoff- und Sauerstoffisotope am Nitrat

Die größte Stickstoffquelle bewaldeter Einzugsgebiete ist der atmosphärische Eintrag. Die Isotopenwerte von $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ bewegen sich von $-3,7$ bis $1,3\text{‰}$, bei einer Standardabweichung (s) von $1,4\text{‰}$ und von $51,9$ bis $75,1\text{‰}$ für $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$, bei einer Standardabweichung von $7,3\text{‰}$. Durch Verunreinigungen im Niederschlag wurden einige Werte aus dem Datensatz entfernt. Trotz reduzierter Datenbasis können für $\delta^{15}\text{N}$ starke Schwankungen im Jahresgang beobachtet werden, wobei die Wintermonate durch leicht höhere Werte gekennzeichnet sind. Vergleichsweise hohe $\delta^{15}\text{N}$ Werte zwischen $1,2$ und $1,9\text{‰}$ sind im Oktober 2009, November 2009, März 2010 und Ende Mai 2010 zu verzeichnen. Im April 2010 wird der geringste Wert gemessen (Abb. 7.5). Von Mai bis September 2009 schwanken die $\delta^{18}\text{O}$ Werte nur gering zwischen $54,0$ und $76,8\text{‰}$. Im Oktober wird wie auch für $\delta^{15}\text{N}$ das Maximum ($75,1\text{‰}$) erreicht. Von November 2009 bis August 2010 sind größere Schwankungen sichtbar. Geringste Werte wurden für November 2009, April, Mai und Juni 2010 ermittelt (Abb. 7.5).

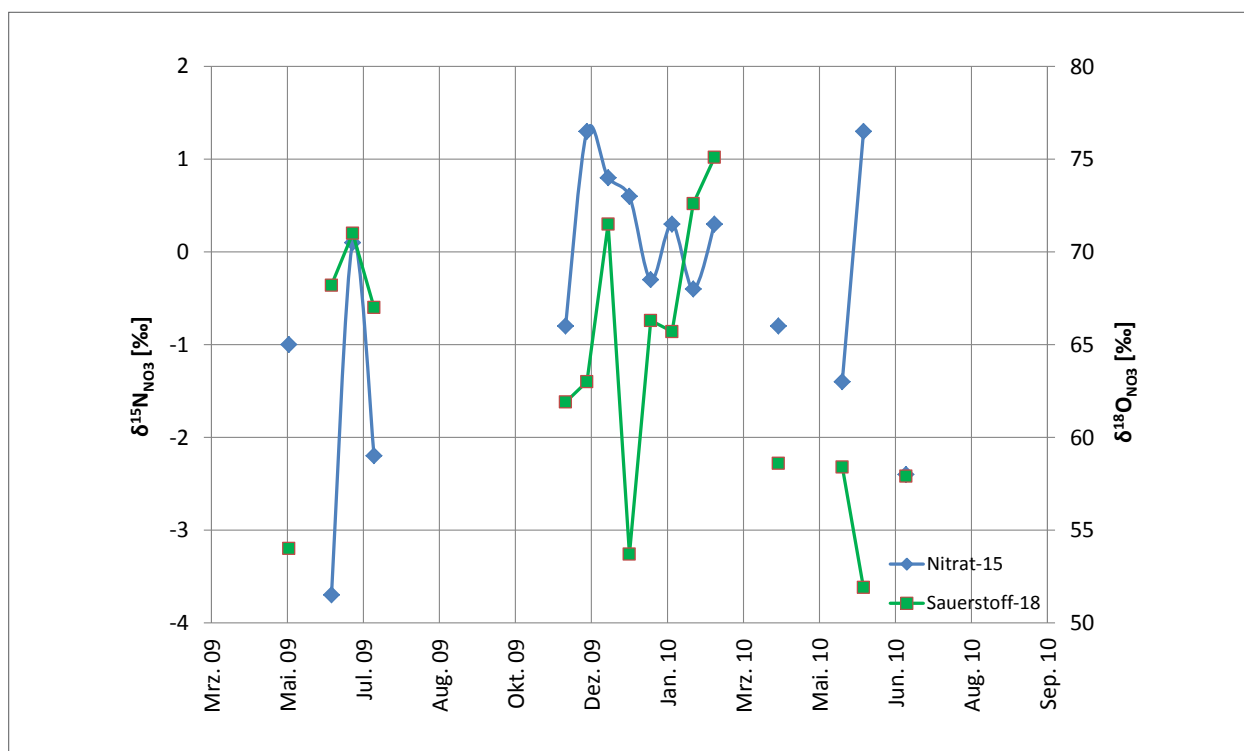


Abb. 7.5: Die stabile Sauerstoff-18 und Stickstoff-15 Zusammensetzung am Nitrat für Mai 2009 bis August 2010, basierend auf 14tägigen Niederschlagsmischproben für den Pegel Wilzsch im Westerzgebirge.

Kohlenstoffisotopensignaturen am DIC

Die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ Messungen am Niederschlag variieren vom 12.05.2009 bis 16.08.2010 zwischen -17,5 ‰ und -3,4 ‰. Somit beträgt der gewichtete $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ Wert des atmosphärischen DIC -12,6 ‰. Das Minimum für $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ wurde im Sommer 2009 (-17,5 ‰) und das Maximum im Sommer 2010 (-3,4 ‰) beobachtet. Für den Winter 2010 kann ebenfalls ein hoher $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ Wert (-4,3 ‰) beobachtet werden. Dennoch unterliegen die Variationen des Isotopenwertes keinem saisonalen Verlauf (Abb. 7.6).

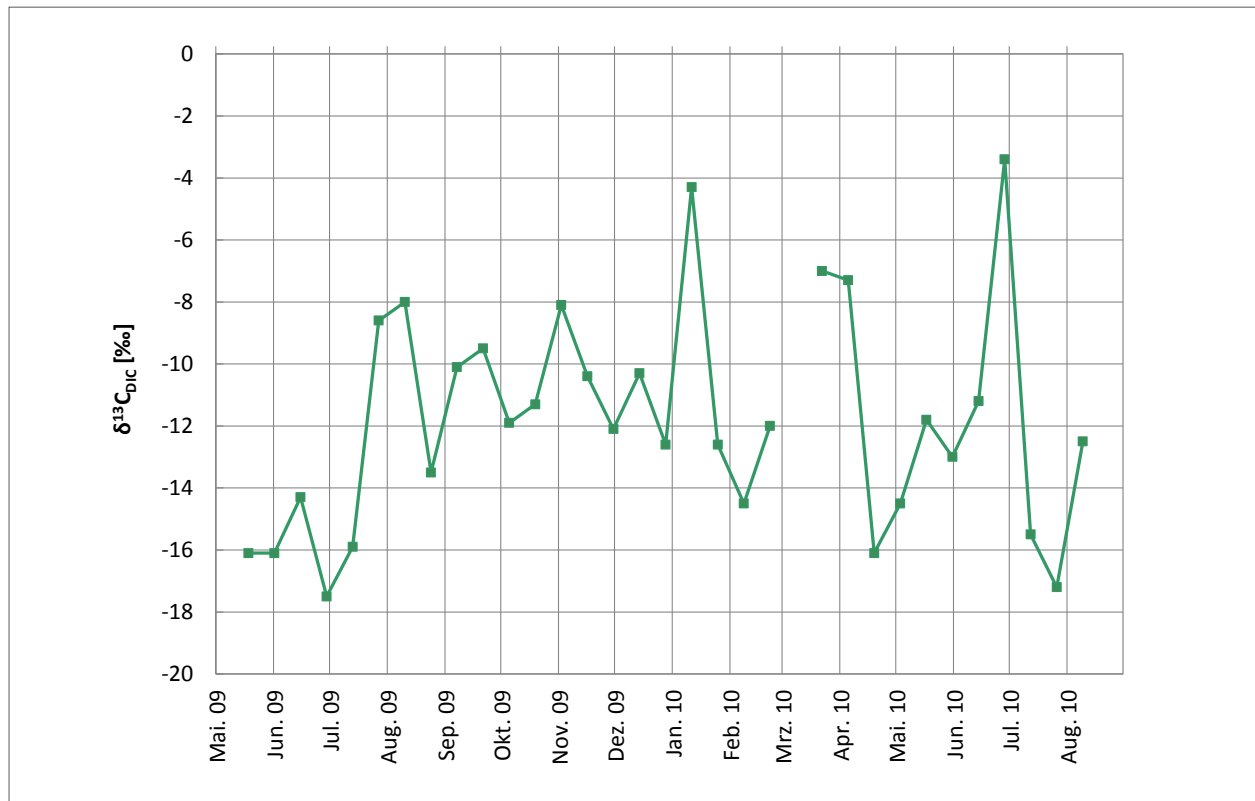


Abb. 7.6: Die Kohlenstoff-13 Zusammensetzung am DIC für Mai 2009 bis Juli 2010, basierend auf 14tägigen Niederschlagsmischproben an der Talsperre Carlsfeld im Westerzgebirge.

7.4 Hydrochemische Charakteristik der Standortwässer

In Kapitel 7.2.1 und 7.2.2 sind für eine Auswahl hydrochemischer Parameter signifikante Unterschiede herausgestellt worden. Basierend auf diesen Ergebnissen erfolgt eine räumliche Verortung der Variablen.

DOC und Blei

In Abbildung 7.7 sind auf Grundlage von Mittelwertunterschieden die Konzentrationen für DOC und Blei dargestellt. Eine Unterteilung in sechs Klassen veranschaulicht den Wertebereich von 0,4 bis 57,0 mg/l für DOC. Die Abstufung von 0,2 bis 55,5 mg/l für Blei basiert auf einer gradientbezogenen Symbolik. Die räumliche Darstellung auf Basis der Mittelwerte macht eine Gruppierung der Wilzschstandorte, als auch der mineralischen Gräben 8 - 10 deutlich. Die Probenstellen der Wilzsch 1 - 4 besitzen im Mittel hohe Konzentrationen an DOC (19,1-28,5 mg/l) sowie Pb (4,1 bis 12,0 mg/l). Die Probenstelle 6 reiht sich dort ebenfalls ein. Hingegen zeigt die Messstelle 5 der Wilzsch im Kiebickenmoor DOC - Werte bis 47,5 mg/l sowie Bleikonzentrationen bis zu 40,0 mg/l. Standort 7 im Großen Kranichsee, Graben 11 sowie die Bodendrainagen reihen sich wie der Quellbereich im Kiebickenmoor bis 40,0 mg/l ein. Die DOC - Werte der

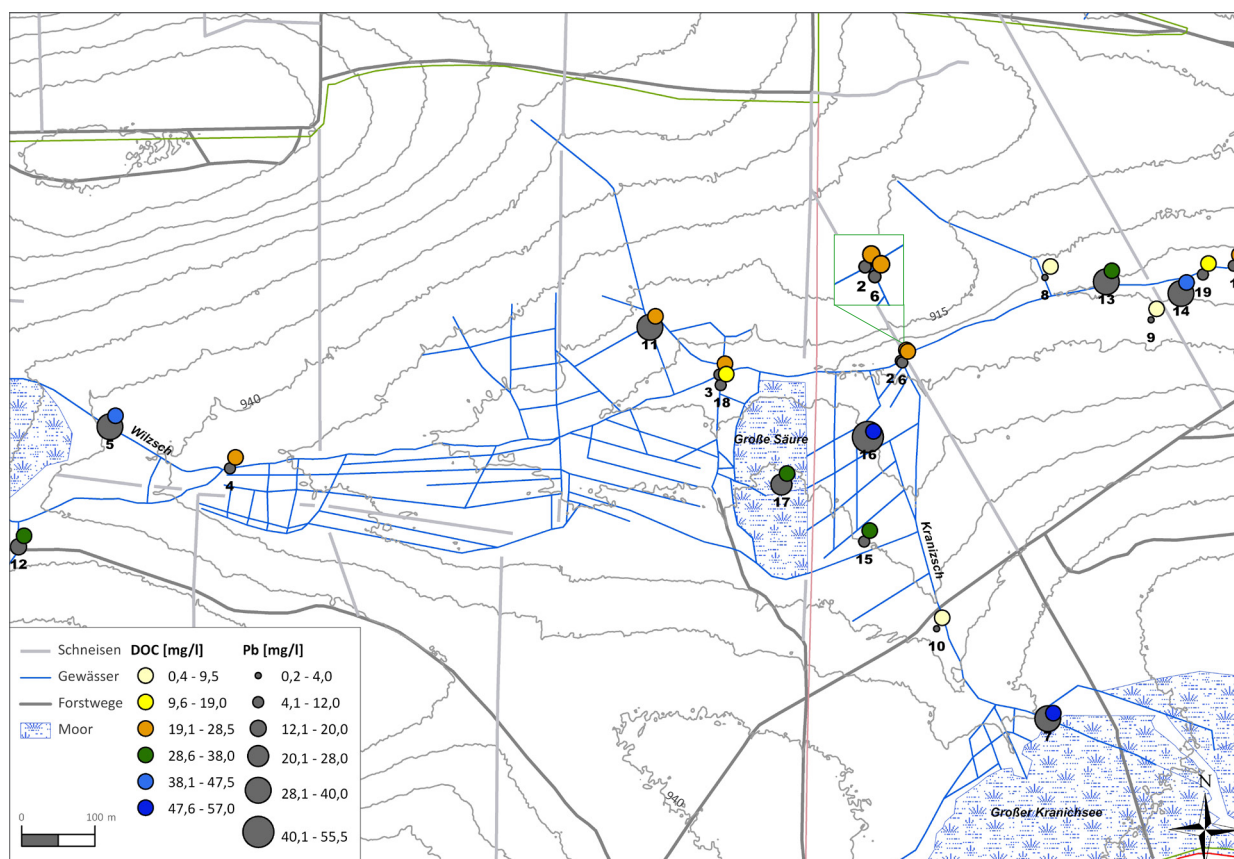


Abb. 7.7: Ergebnisse der DOC- und Bleianalytik

Bodendrainagen liegen zwischen 28,6 und 47,5 mg/l und sind damit vergleichbar mit Standort 5. Höchste Mittelwerte für DOC wurden für den Standort 7 als auch für den Moorpegel 16 in der Großen Säure ermittelt. Die Moorpegel 15 und 17 haben DOC - Konzentrationen auf dem Niveau der Bodendrainagen. Die mineralischen Gräben 8 - 10 bezeichnen gemeinsam niedrigste Blei- und DOC - Gehalte. Nur eine Klasse darüber liegen die Gehalte von Gräben 18 und der Grundwassermessstelle 19. Die signifikanten Gruppierungen für Blei der mineralischen Gräben zur Wilzsch, der Kranzsch, den Bodendrainagen als auch zu den Moorpegeln sind ablesbar. Für Blei sind zudem signifikante saisonale Verschiedenheiten herausgestellt worden, für DOC hingegen nicht (vgl. 7.2.2).

Eisen und Nitrat

Sowohl für Eisen als auch Nitrat existieren signifikante Gruppenunterschiede, saisonale Unterschiede hingegen nicht. Diese sind zusammen in Abb. 7.8 herausgearbeitet. Nitratkonzentrationen bis 3,0 mg/l sowie Eisengehalte bis 5,1 mg/l sind in fünf Gruppen differenziert. Wie auch für DOC und Blei zeigt sich eine gemeinsame Gruppierung der Gräben 8 - 10 mit niedrigsten Mittelwerten für Eisen und höchsten für Nitrat. Vom Standort 5 in der Wilzsch, in Fließrichtung zu Standort 3, nimmt der Eisenwert scheinbar ab. Die Nitratgehalte verbleiben gleichbleibend auf geringem Niveau. Von Fließgewässerpunkt 2 zu 1 ist eine Zunahme beider Parameter zu beobachten. Der Eisengehalt steigt bis auf 1,1 - 1,5 mg/l. Von gleicher Konzentration sind die Eisenwerte im Zufluss Kranzsch.

Die Nitratwerte der Moorwasserpegel sind am geringsten. Dies gilt gleichermaßen für den Graben 11 und 12. Für Pegel 15 und 17 liegen die Eisengehalte im Bereich von 0,3 - 1,0 mg/l. Dies ist ebenfalls für die Bodendrainagen, als auch für den Graben 12 zu beobachten. Wie schon für Blei festgestellt, sind am Pegel 16 zugleich die höchsten Eisenwerte messbar. Aber auch im Grundwasser liegen die Eisenwerte im Mittel zwischen 1,6 und 2,5 mg/l. Die Verschiedenheit der mineralischen Gräben zu den Moorpegeln ist für beide

Parameter deutlich erkennbar. Für Nitrat können zudem Unterschiede des Finalpegels zum Grundwasser als auch zu den anderen Wilzschpegeln deutlich gemacht werden.

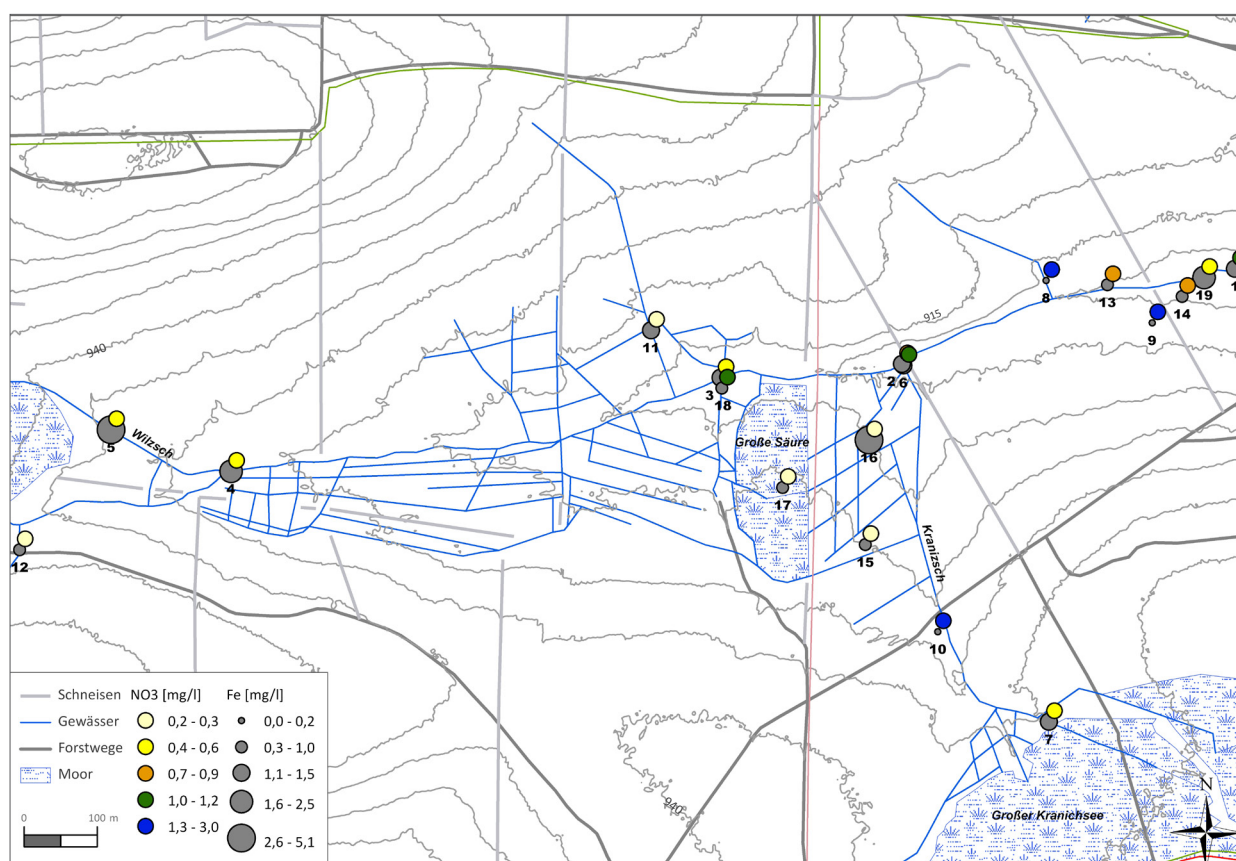


Abb. 7.8: Mittelwerte der Nitrat- und Eisenanalytik

Sulfat, pH-Wert und Aluminium

Ein Mittelwertvergleich der Parameter Sulfat, pH-Wert und Aluminium präsentiert Abb. 7.9. Die mittleren Sulfatgehalte von 1,3 - 14,2 mg/l sind aufgrund der geringen Konzentrationen in vier Klassen differenziert. Geringe Gehalte bis 5,5 mg/l können sowohl in den Moorwasserpegeln der Großen Säure, den Bodendrainagen, dem Kranzschmesspunkt 7, den Pegeln 5 und 12 im Bereich des Kiebackenmoores als auch am Graben 11 festgestellt werden. Das Niveau der Sulfatgehalte ist für die Wilzschpegel 1 - 4 gleich. Der höchsten Klasse sind neben der Grundwassermessstelle 19, die Gräben 8, 10 sowie 18 zuzuordnen. Es differieren sowohl die Wilzschpegel von den Bodendrainagen, als auch von den Moorpegeln. Das saure pH - Milieu (3,6 – 5,0) des Untersuchungsraumes erfährt eine Unterteilung in fünf pH - Klassen. Den niedrigsten pH - Wert weisen die Bodendrainage 14 und Moorpegel 16 sowie Kranzschmesspunkt 7 auf. Die Drainage 13 liegt eine Klasse höher. Während die Fließgewässerpunkte der Wilzsch 5 - 4 - 3 in einem pH - Bereich von 4,0 - 4,2 liegen, sind die flussabwärts liegenden Standorte 2 und 1 in den Bereich von 4,3 - 4,4 einzuordnen. Der Grundwasserpegel 19 sowie Graben 11 und 18 nehmen eine pH - Wertspanne von 4,5 - 4,7 ein. Die Aluminiumkonzentrationen (0,1 - 1,0 mg/l) sind in fünf Klassen unterteilt. Signifikante Unterschiede sind zwischen den Bodendrainagen und den Moorstandorten herausgestellt. Dabei nehmen die Moorstandorte niedrigere Werte an. Aber auch die Gräben 8, 10 und 12 heben sich durch höhere Werte von der Großen Säure ab. Im Gesamtbild verzeichnen die Messstellen 1, 2 und 6 die gleiche Symbolik für alle drei Parameter.

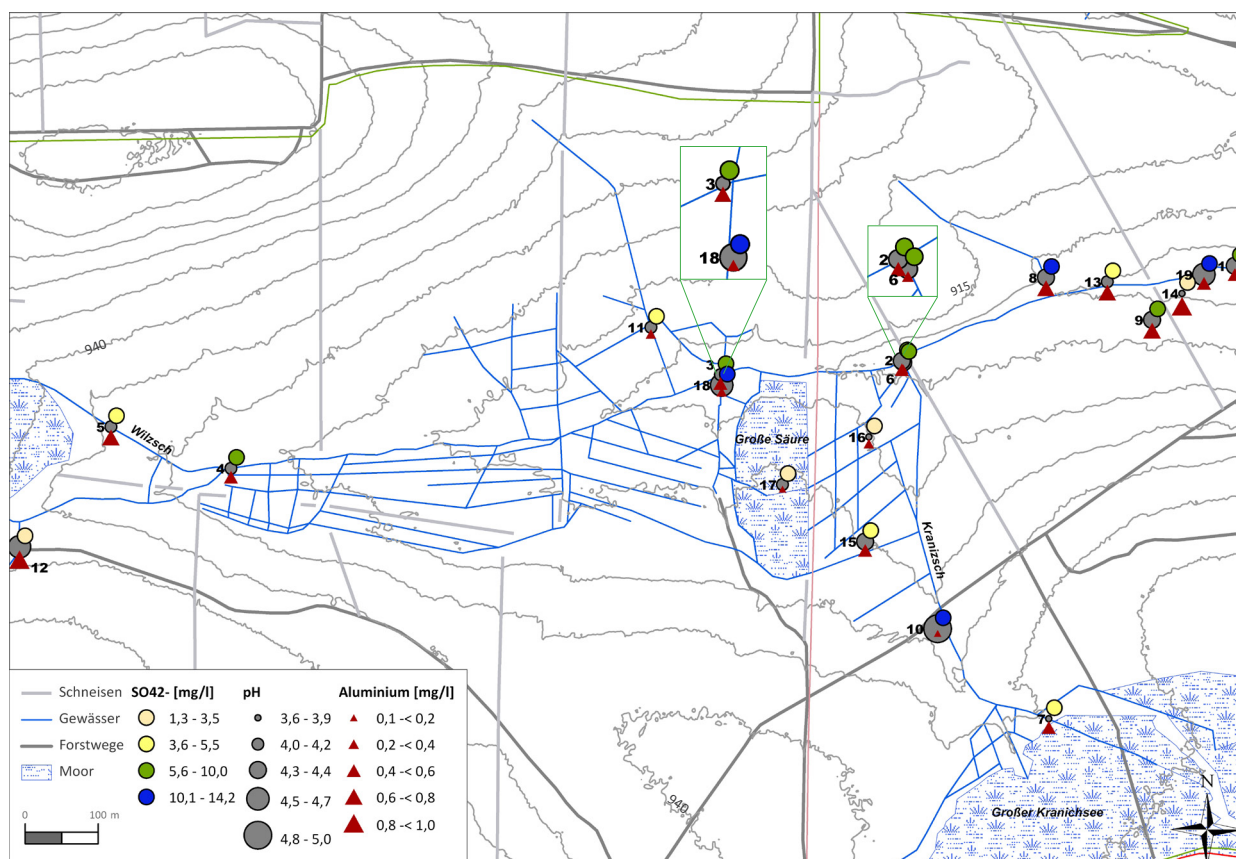


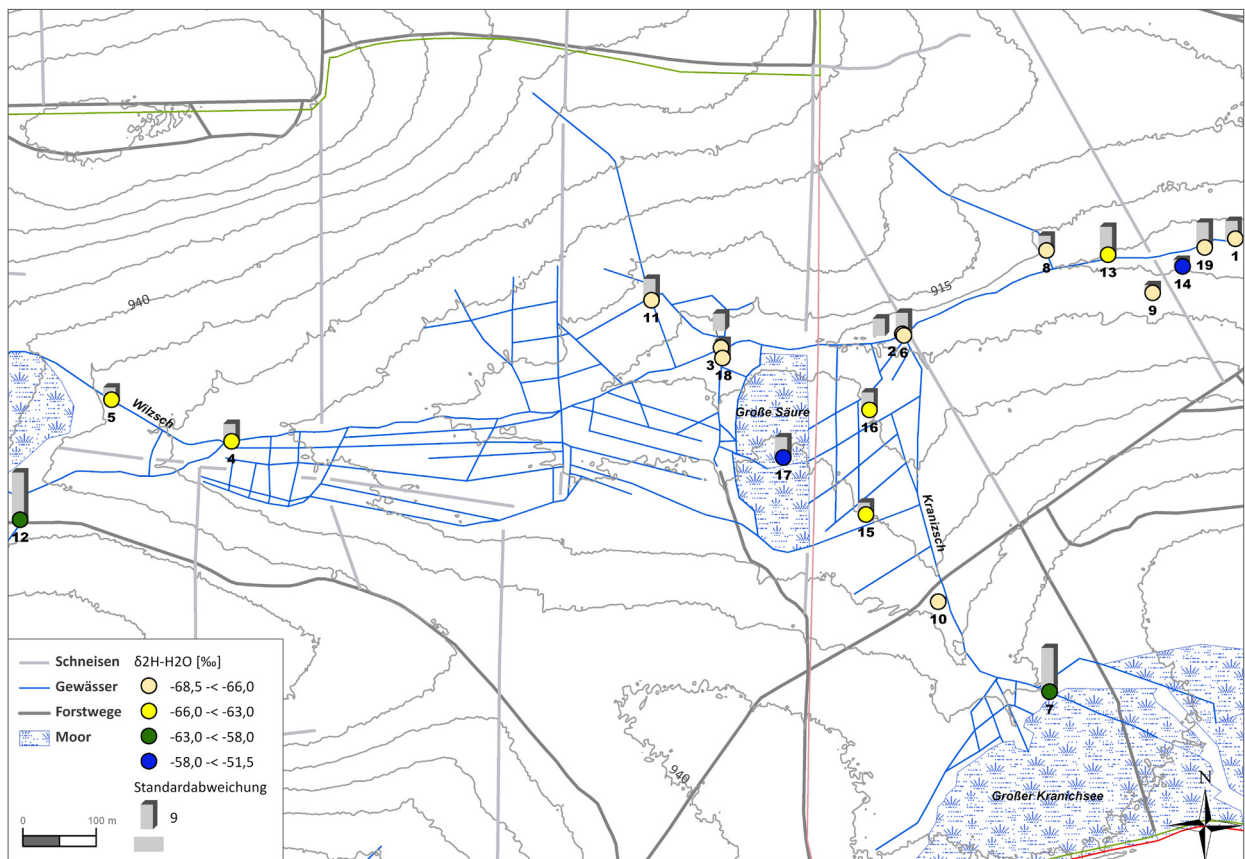
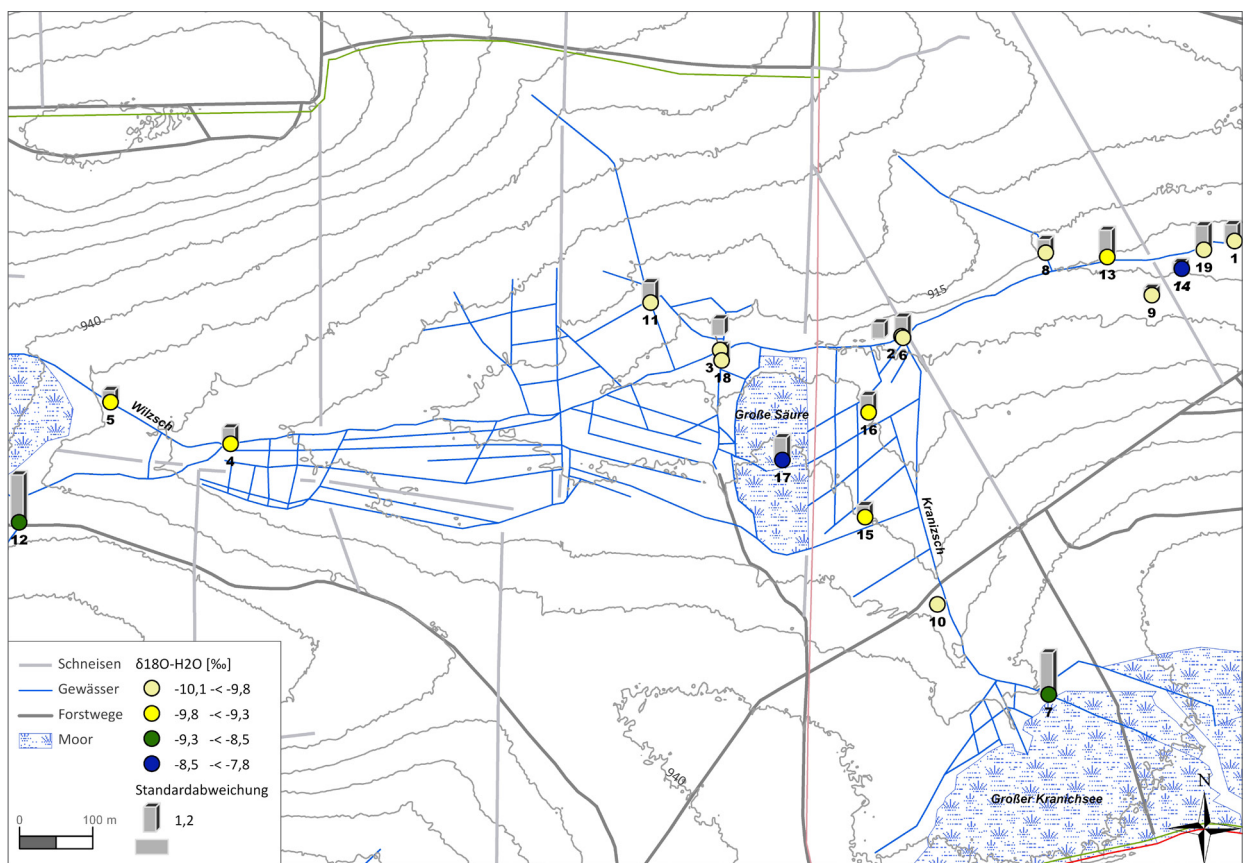
Abb. 7.9: Mittelwerte der Sulfat-, pH-Wert- und Aluminiumanalytik

7.5 Variation der isotonchemischen Zusammensetzung in den Wässern

Für das Aufzeigen isotonchemischer Unterschiede zwischen den Beprobungspunkten sind nach Kapitel 7.2.1 die Isotope ^{13}C am DIC, ^{34}S am Sulfat und ^{18}O am Nitrat heranzuziehen. Aussagen zu saisonalen Abweichungen erlauben die Isotope ^2H und ^{18}O am Wasser, ^{18}O am Sulfat, ^{15}N und ^{18}O am Nitrat sowie ^{13}C am DIC/DOC (vgl. Kap. 7.2.2). Die Ergebnisse der Signifikanztests sollen im folgenden Kapitel räumlich dargestellt werden.

7.5.1 Wasserstoff- und Sauerstoffisotopensignaturen am Wasser

Die Bestimmung der stabilen Isotope Wasserstoff und Sauerstoff am Wasser weist für die einzelnen Messtermine Mittelwerte von $-68,5$ – $-51,6$ ‰ für $\delta^2\text{H}$ sowie $-10,1$ – $-7,9$ ‰ für $\delta^{18}\text{O}$ auf (Abb. 7.10, 7.11). Die Spannweiten der gesamten Analysen liegen zwischen $-86,9$ – $-43,0$ ‰ für $\delta^2\text{H}$ und $-12,4$ – $-6,2$ ‰ für $\delta^{18}\text{O}$. Die Variationen zwischen den Beprobungsterminen bringen die Standardabweichungen zum Ausdruck (Abb. 7.10, 7.11). Die Standardabweichungen schwanken von 1,2 bis 18 ‰ für $\delta^2\text{H}$ und 0,1 bis 2,5 ‰ für $\delta^{18}\text{O}$. Die geringsten Variationen sind für die Messpunkte 10 und 9, die höchsten für die Messpunkte 7, 12 und 13 zu beobachten (A1-13). Standardabweichungen zwischen 5 - 7 ‰ für $\delta^2\text{H}$ und von 0,7 - 0,9 ‰ für $\delta^{18}\text{O}$ ergeben sich für die Standorte der Wilsch, die Gräben 8 und 18 sowie Bodendrainage 14 und Moorpegel 15.

Abb. 7.10: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^2\text{H}$ am WasserAbb. 7.11: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{18}\text{O}$ am Wasser

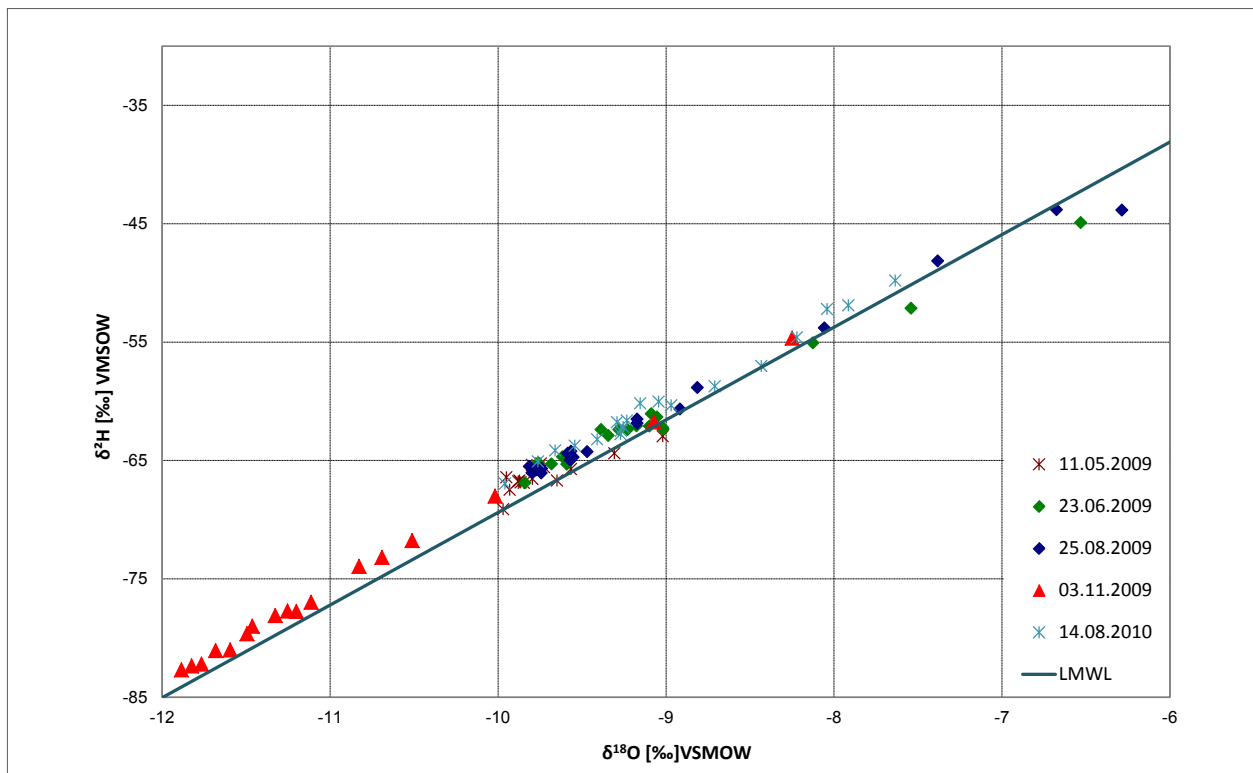


Abb. 7.12: Die Wasserstoff- und Sauerstoffisotopensignaturen der Standorte aller Beprobungskampagnen gegen die LMWL $\delta D = 7,8\delta^{18}O + 8,9$

Die Analysenergebnisse für $\delta^{18}O$ und δ^2H der fünf Beprobungskampagnen zeigen nur geringe Abweichungen von der LMWL (Abb. 7.12) und liegen somit im Streubereich der Niederschlagswerte des Untersuchungsgebietes. Auch die isotopische Zusammensetzung des Grundwassers ist wenig verschieden vom Einzugsgebietsniederschlag. Zwei Messstellen bewegen sich von der LMWL weg. Dies ist für MP17 am 23.6.09 und 25.08.09 sowie für MP12 am 23.06.09 zu beobachten. Die Abweichung von der LMWL ist nur gering. Auch ist eine starke Variabilität der Messwerte zu beobachten. Dabei kristallisiert sich insbesondere die Beprobung im November 2009 (durch die Verschiebung zu negativen Isotopenwerten) heraus.

Die Signifikanztests (Kap. 7.2.2) ergeben jeweils Unterschiede der Frühjahrsbeprobung 2009 als auch der Novemberbeprobung 2009 zu den Sommermesskampagnen. Die Variation der Isotopenunterschiede der Wasserisotope ist in Abbildung 7.13 anschaulich dargestellt. So sind am 11.05.2009 die geringsten und am 03.11.2009 die größten Messwertvariationen sichtbar. Am 11.05.2009 verteilen sich die $\delta^{18}O$ - Werte zwischen -10,0 und -9,0 ‰ und die δ^2H - Werte zwischen -63,0 und -69,1 ‰. Damit ergibt sich am 11.05.2009 ein sehr homogenes Bild der isotochemischen Zusammensetzung. Die Beprobung am 03.11.2009 ergibt für die Standorte die leichtesten Isotopenwerte mit der größten Variation der Messwerte. Die Isotopensignaturen variieren von -12,5 bis -8,3 ‰ für $\delta^{18}O$ und von -86,9 bis 54,7 ‰ für δ^2H . Dabei ergeben sich für den Großteil der Standorte abgereicherte Isotopenwerte unter -10,5 ‰ für $\delta^{18}O$ und -71,8 ‰ für δ^2H . Höhere Isotopensignaturen verzeichnen nur die Bodendrainage 14 und Moorwasserpegel 17. Die Variationen der Sommermesskampagnen sind ähnlich. Die Messungen am 23.06 ergeben für $\delta^{18}O$ einen Bereich von -9,8 bis 6,5 ‰ und für δ^2H von -66,9 und -44,9 ‰. Der 25.08. zeigt nur wenig Veränderung: -9,8 bis -6,3 ‰ und -66,1 bis -43,8 ‰ für $\delta^{18}O$ und δ^2H (Abb. 7.14). Für den 14.08.2010 lassen sich Werte zwischen -10,0 und -7,6 ‰ sowie -67,0 und -49,8 ‰ für $\delta^{18}O$ bzw. δ^2H ermitteln. Die Spannbreite am 23.06. und 25.08.2009 ist gegenüber dem 14.08.2010 größer. Der Großteil der Werte liegt dennoch im Bereich niedriger Isotopensignaturen. Am 23.06.2009 lassen sich die Standorte 7, 12 und 17 durch angereicherte

Isotopensignaturen abgrenzen. Im Bereich des niedrigeren Messbereichs gruppieren sich nochmals die Gräben 8 - 10, 18 und Grundwasserpegel 19 durch geringfügig leichtere Werte. Der 25.08.2009 ergibt ebenfalls höhere Werte für die Standorte 7 und 17 sowie die Bodendrainagen 13 und 14. Der Messpunkt 12 führte kein Wasser, eine Beprobung war daher nicht möglich. Am 14.08.2010 ist die Variationsbreite etwas geringer, die Messwerte sind hingegen gleichmäßig verteilt. Wie bereits zu den Vormessungen, verzeichnen die Standorte 7, 12, 13, 14 sowie 17 höhere Signaturen der Wasser- und Sauerstoffisotope. Hingegen ist die Signatur des Grundwassers höher, als bei den vorigen Sommerbeprobungen.

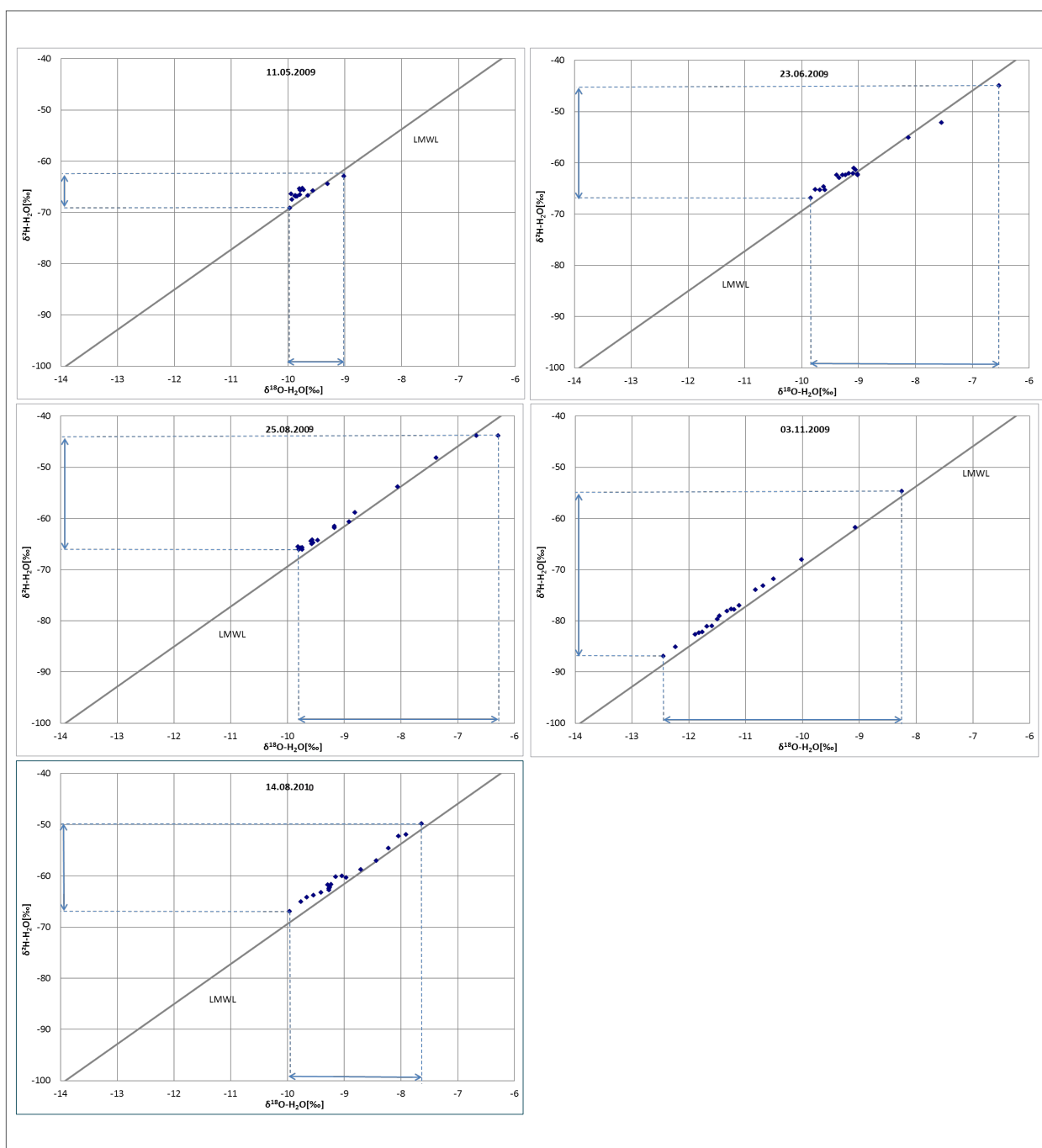


Abb. 7.13: Variation der Isotopensignaturen von Wasser- und Sauerstoff am Wasser an den Messstandorten zu den jeweiligen Beprobungsterminen

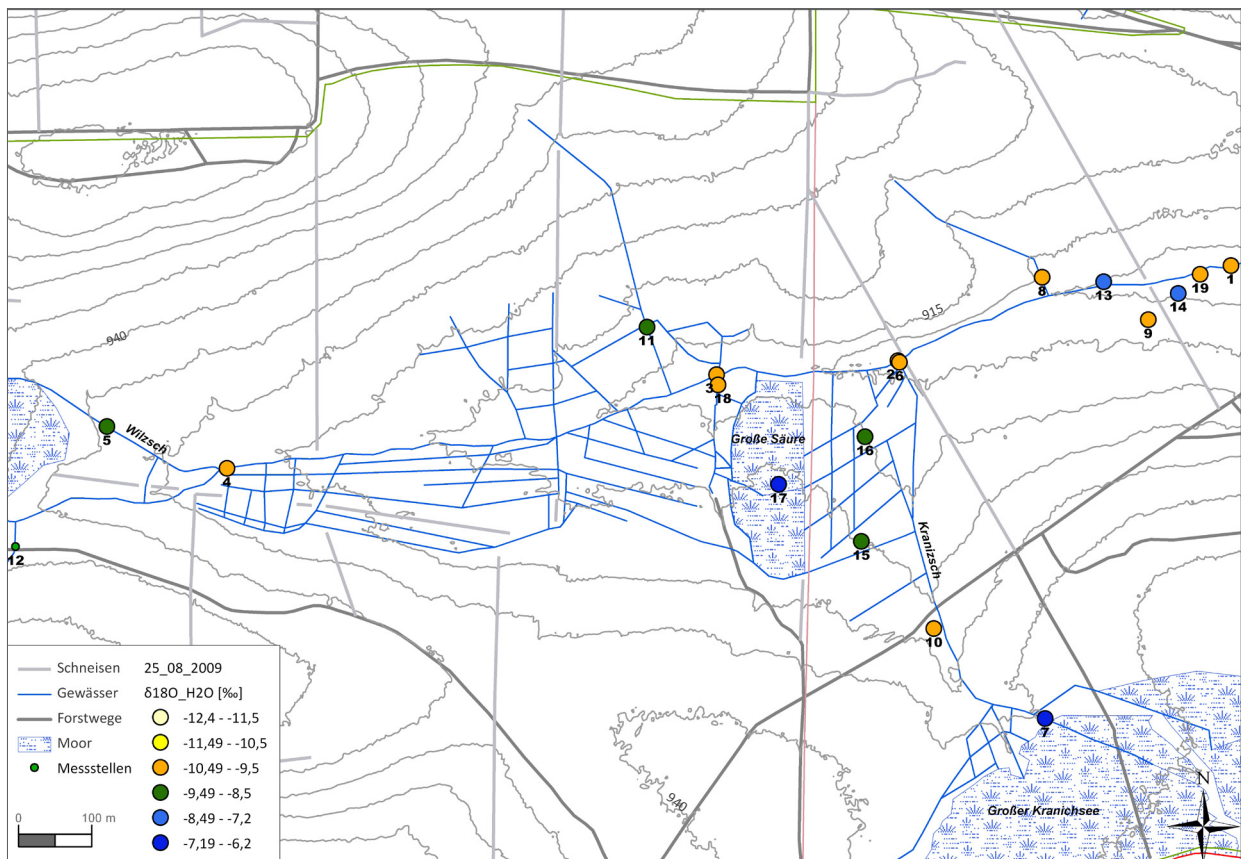


Abb. 7.14: Isotopensignaturen von Sauerstoff-18 am Wasser vom 25.08.2009

7.5.1.1 Verweilzeiten

Das dem Niederschlag entstammende Wasser unterliegt bis zum Abflussprozess in die Vorfluter unterschiedlichen Fließprozessen. Die zurückgelegten Fließwege und verschiedenen Verweilzeiten in Speichern bestimmen die isotopische Signatur der Wässer. Die folgende Abbildung veranschaulicht die $\delta^{18}\text{O}$ - Werte der einzelnen Standortwässer im Vergleich zu den $\delta^{18}\text{O}$ - Werten des Niederschlags. Daraus können zum einen Variationen der Standortwässer sowie deren Verweilzeit abgeleitet werden (Abb. 7.15a-c).

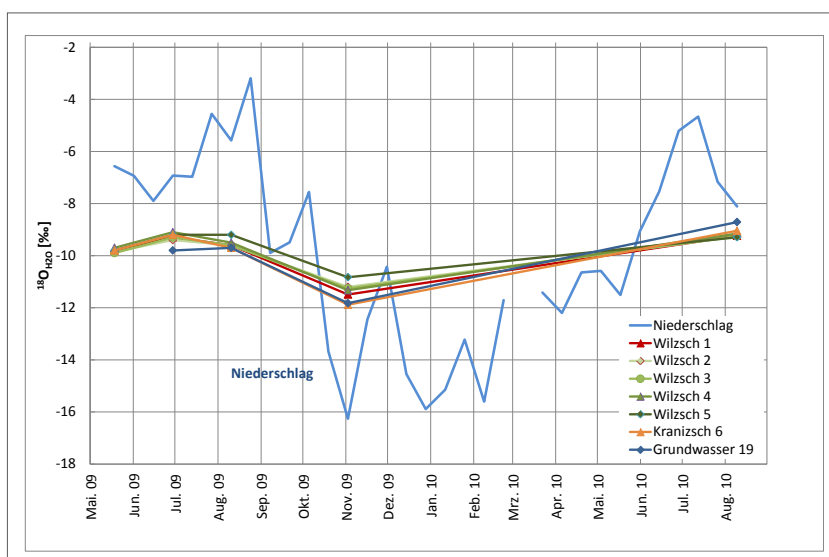


Abb. 7.15a: Zeitlicher Verlauf der $\delta^{18}\text{O}$ - Werte der Vorfluter und des Grundwassers gegen den Verlauf des $\delta^{18}\text{O}$ - Wertes des Niederschlags.

Die Ganglinien (Abb. 7.15a) sowie die Clusterzuordnungen (Tab. 7.3) geben Aufschluss über die Variabilität von Sauerstoff-18 im Vorfluter. Die Wilschmessstellen (1 - 5) sowie die Kranzschmündung (6) zeigen identische Zuordnungen bzw. Ganglinien, was auf homogene hydrologische Bedingungen für die gesamte Fließstrecke schließen lässt. Die Ganglinie des Grundwassers zeichnet ebenfalls diese Zusammensetzung ab (Abb. 7.15a), die sich nur im

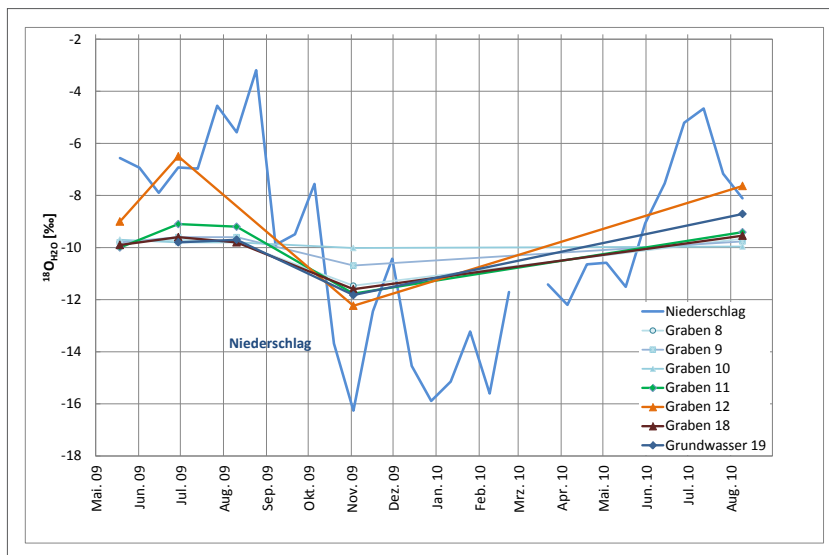


Abb. 7.15b: Zeitlicher Verlauf der $\delta^{18}\text{O}$ - Werte der Gräben und des Grundwassers gegen den Verlauf des $\delta^{18}\text{O}$ - Wertes des Niederschlags.

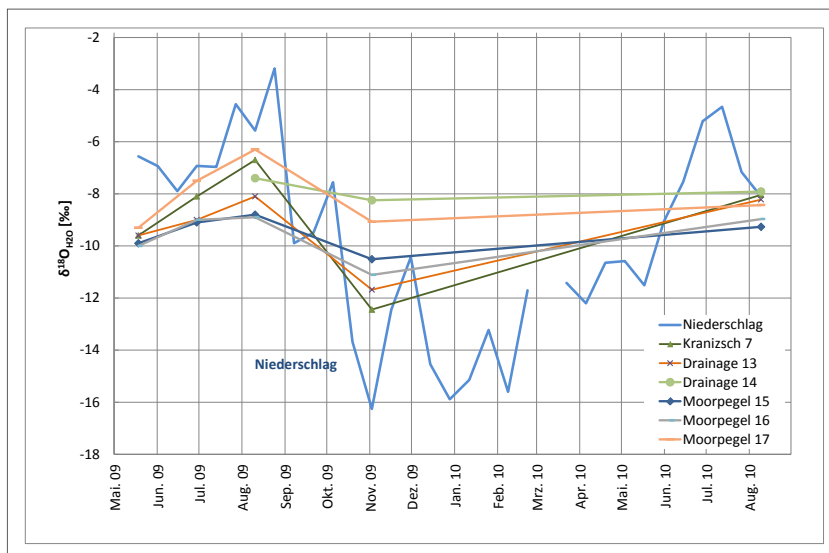


Abb. 7.15c: Zeitlicher Verlauf der $\delta^{18}\text{O}$ - Werte der Moorwässer und Bodendrainagen gegen den Verlauf des $\delta^{18}\text{O}$ - Wertes des Niederschlags.

Juni 2009 durch einen geringeren $\delta^{18}\text{O}$ - Wert unterscheidet. Die Gräben 9 und 10 zeigen geringste Variationen der $\delta^{18}\text{O}$ - Werte. Der Graben 8 sowie der Grundwasserpegel unterscheiden sich im Gangbild nur gering (Abb. 7.15b). Das Grundwasser sowie Graben 8 zeigen im Herbst 2009 eine stärkere Anreicherung an $\delta^{18}\text{O}$. Die Ergebnisse der Clusteranalyse lassen sich übertragen. Wetterbedingte Veränderungen des Niederschlags haben auf das Vorratswasser der Standorte kaum Auswirkung. Der Graben 11 weist für die Sommermessungen hingegen leichte Anreicherungen auf. Diese Beobachtungen stehen im Einklang zum Vorfluter Wilzsch. Der Graben ist im Juni 2009 deutlich verschieden von den anderen Gräben. Die Clusterzuordnungen der Moorstandorte, der Bodendrainage 13 und dem Graben im Großen Kranichsee (7) unterstreichen die saisonalen Schwankungen. Eine Unterscheidung dieser Standorte ist nochmals durch

die Verweilzeiten (Abb. 7.15c) gegeben. Die Variationen der Moorpegel 15 und 16 sind vergleichsweise abgeschwächt, während sich die größten Fluktuationen für die Standorte 7 und 17 abzeichnen.

7.5.1.2 Deuteriumexzess

Durch die verschieden starke Fraktionierung der Sauerstoff- und Wasserstoffisotope ist diese als Maß für die Verdunstung heranzuziehen. Der ermittelte Deuteriumexzess des Niederschlags beträgt im Mittel 10,6 ‰ und für die Sommer- bzw. Wintermonate 10,4 bzw. 10,9 ‰. Dabei ist eine enorme Schwankungsbreite zu beobachten (5,6 bis 14,1 ‰).

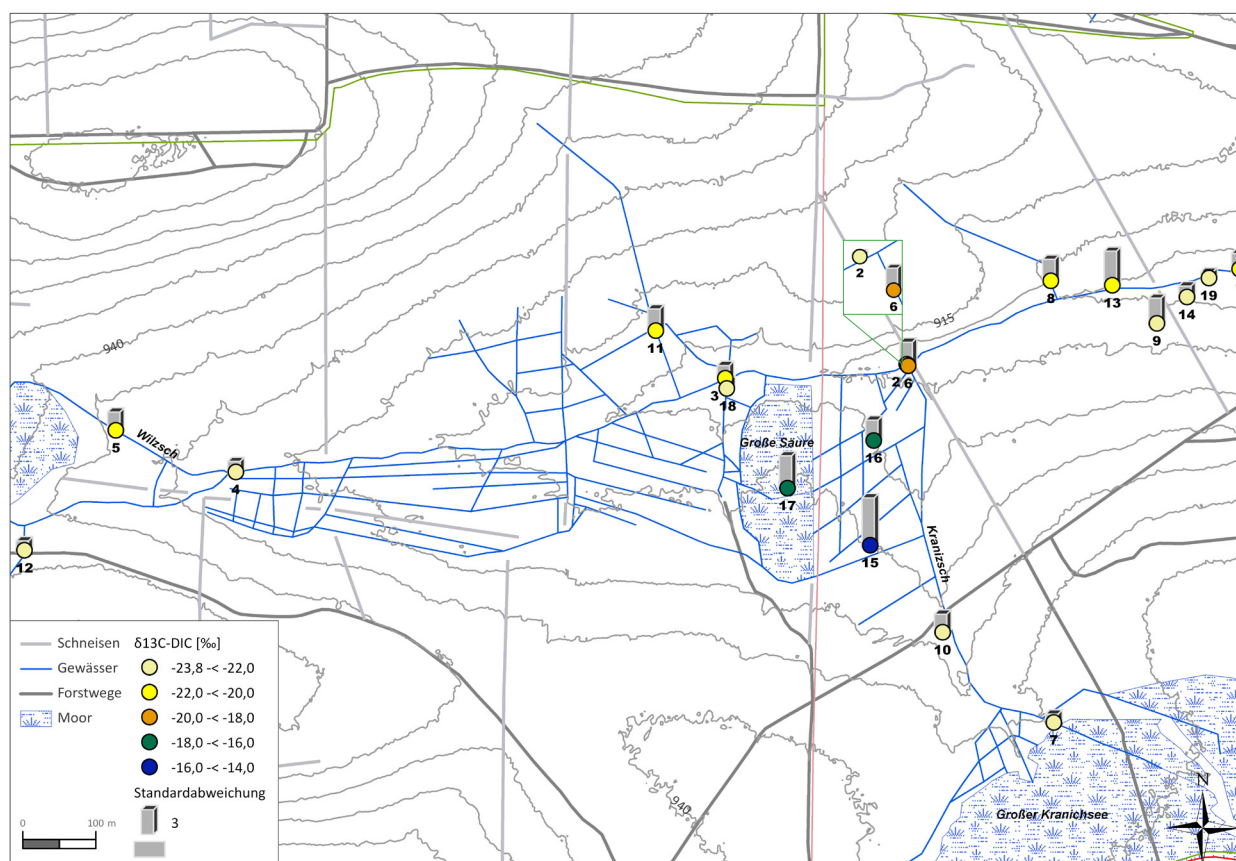
Der Deuteriumexzess der Wilzsch und Kranizsch liegt im Mittel bei 12,1 ‰. Für die Gräben 8 - 10 ergibt sich ein Mittelwert von 12,5 ‰. Die Torfstichrülle reiht sich mit 12,2 ‰ in den Bereich der Vorfluter und Gräben 8 - 10 ein (Tab. 7.7). Die Bodendrainage 13 ($x_M = 11$ ‰) ist vergleichbar mit Moorpegel 16 ($x_M = 10,9$ ‰). Den geringsten mittleren Deuteriumexzess von 9,2 ‰ zeigt Moorpegel 17. Ebenfalls gering ist der von Graben 12 (10,1 ‰). Für Moorpegel 15 und Graben 11 lassen sich Werte von 11,8 bzw. 11,9 ‰ berechnen.

Tab. 7.7: Deuteriumexzess der Standorte der fünf Beprobungskampagnen in ‰

Standort	11.05.2009	23.06.2009	25.08.2009	03.11.2009	14.08.2010	Mittelwert
1	11,9	11,9	11,6	12,3	12,2	12,0
2	12,3	12,7	12,3	11,8	11,4	12,1
3	12,1	11,9	11,7	12,3	11,9	12,0
4	12,7	11,1	11,5	12,5	13,1	12,2
5	11,8	11,4	11,9	12,7	12,6	12,1
6	12,6	11,3	12,3	12,4	12,3	12,2
7	10,5	9,9	9,6	12,7	12,1	11,0
8	13,0	12,2	13,0	12,7	13,1	12,8
9	12,6	11,4	12,3	12,3	13,0	12,3
10	12,2	12,9	12,4	12,1	12,7	12,5
11	13,2	10,7	11,5	11,9	12,1	11,9
12	9,2	7,3		12,7	11,3	10,1
13	10,8	9,8	10,7	12,4	11,2	11,0
14			10,9	11,3	11,4	11,2
15	12,0	11,7	11,7	12,3	11,7	11,9
16	10,6	10,0	10,7	11,9	11,4	10,9
17	10,1	8,2	6,4	10,8	10,4	9,2
18	12,3	12,2	12,4	11,8	12,6	12,2
19		11,8	11,9	12,2	10,9	11,7

7.5.2 ^{13}C am DIC

Für $\delta^{13}\text{C}$ am DIC zeigen auf Basis der mittleren Ränge die Moorstandorte als auch das Grundwasser Gruppenunterschiede. Vom Finalpegel der Wilzsch sind sowohl der Grundwasserpegel sowie die mineralischen Gräben abgrenzbar. Die Ergebnisse sind räumlich durch Mittelwerte und Standardabweichungen an den

Abb. 7.16: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{13}\text{C}$ am DIC

Messstellen zusammengefasst (Abb. 7.16). Der größte Teil der Messstellen konzentriert sich im Bereich der niedrigsten Deltawerte ($-23,8 \text{ ‰} < -22,0 \text{ ‰}$). In diesem Wertebereich liegen die mineralischen Gräben 9, 10 und 12 sowie die Torfstichrülle 18, die Wilzschmessstellen 2 und 4, Kranzschquellpunkt 7, die Drainage 14 sowie der Grundwasserpegel 19. In der Spanne von $-22,0 \text{ ‰} < -20,0 \text{ ‰}$ befinden sich die übrigen Wilzschpunkte als auch die Bodendrainage 13 und der Graben 8. Pegel 6 in der Kranzsch ist gegenüber dem Quellmesspunkt abgereichert. Die höchsten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Gehalte sind an den Moorwasserpegeln der Großen Säure messbar. Der Moorwasserpegel 15 weist den höchsten mittleren $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Wert sowie die größte Standardabweichung auf. Weiterhin sind starke Standardabweichungen von über drei Promille an den Messpunkten 6, 9, 13 und 17 zu verzeichnen. Dies spiegelt sich gleichfalls in den saisonalen Betrachtungen wider. Geringste Standardabweichungen ergeben sich am Grundwasserpegel sowie Wilzschvorfluter 2.

Signifikante saisonale Variationen der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Gehalte ergeben die August- und Septembermessung 2009 zur Augustmessung 2010. Dies zeigt sich beispielhaft in den Abbildungen 7.17 - 7.18.

Die Frühjahrsbeprobung im Mai 2009 ergibt $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Werte in den Klassen von $-12,3$ bis $-25,3 \text{ ‰}$. Der größte Teil der Messwerte liegt im Bereich von $-23,0 \text{ ‰} < -20,0 \text{ ‰}$. In diesen Wertebereich gruppieren sich die Wilzsch, der Kranzschquellpunkt sowie die Gräben 9, 11 und 18. Die isotopisch leichtesten Werte bündeln die Gräben 9, 10 und 12. An den Moorwasserpegeln, der Bodendrainage sowie dem Kranzschmündungspunkt 6 sind vergleichsweise angereicherte $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Gehalte messbar. Darunter zeigen die Standorte 17, 13 und 6 die isotopisch schwersten Werte ($-16,0 \text{ ‰} < -10,0 \text{ ‰}$) (vgl. Anhang: A2-9 bis A2-11). Für die Messstellen 14 und 19 liegen zu dieser Beprobung noch keine Werte vor. Am 23.06.2009 zeigt sich ein ähnliches Bild. Ein Großteil der Ergebnisse streut in den niedrigen Wertebereichen. Pegel 6, 9 und 13 verzeichnen im Vergleich zum Frühjahr eine Abreicherung an $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$. Die Beprobung des Grundwasserpegels ist in die niedrigste Klasse einzuordnen. Die Ergebnisse vom 25.08.2009 lassen eindeutig eine Tendenz zu abgereicherten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Werten erkennen. Dies trifft insbesondere auf die mineralischen Gräben zu.

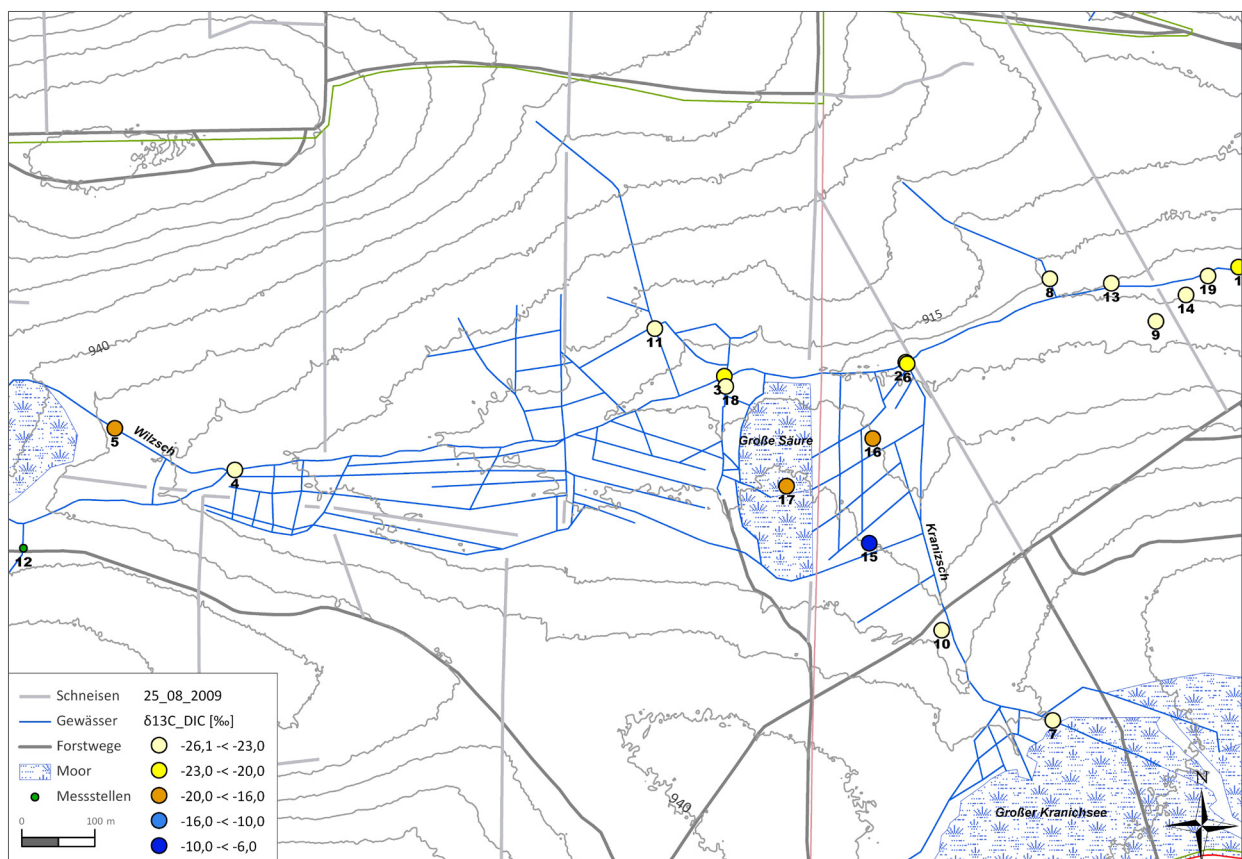


Abb. 7.17: $\delta^{13}\text{C}$ - Gehalte am DIC am 25.08.2009

Die Moorwasserpegel verzeichnen gemeinsam mit dem Quellpunkt der Wilzsch 5 angereicherte $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Gehalte. Am Moorwasserpegel 15 ist die größte Anreicherung an $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ abzulesen ($-10,0 < -6 \text{ ‰}$). Für die Herbstmessung am 3.11.2009 ergibt sich eine geringe Variation der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte. Die Ergebnisse an den Standorten liegen bis auf Moorwasserpegel 16 unter $-20,0 \text{ ‰}$. Hingegen verweist die Tendenz am 14.08.2010 zu isotopisch schwereren Werten. Die Beprobung unterscheidet sich damit stark von der Augustmessung im Vorjahr. Die Wilzschstandorte 1, 2 und 3 sowie die Gräben 8, 9, 10 und 11, Moorwasserpegel 17 und Kranzschmündungspunkt sind in die Spanne von $-20,0 < -16,0 \text{ ‰}$ einzuordnen. Sowohl am 3.11.2009 als auch am 14.08.2009 sind die Moorpegel nicht mehr eindeutig ausweisbar.

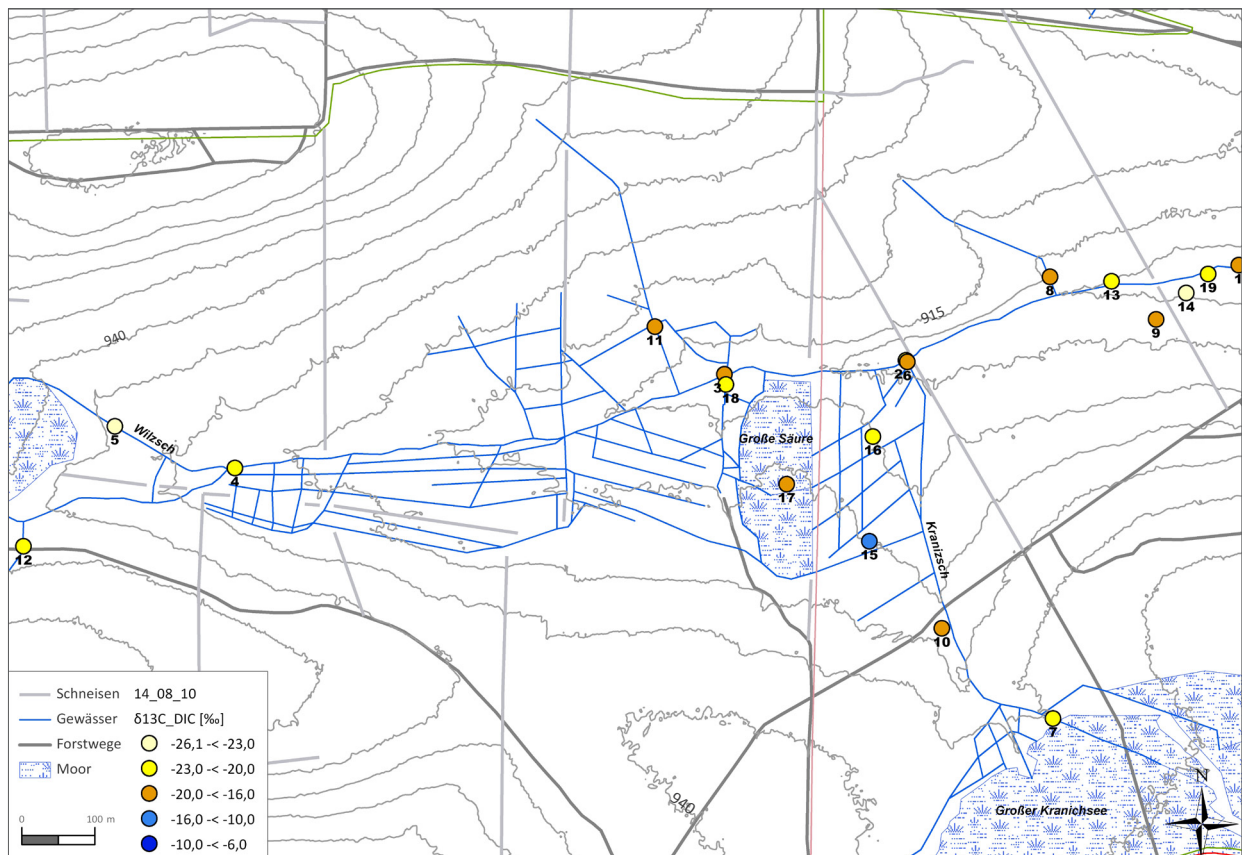


Abb. 7.18: $\delta^{13}\text{C}$ - Gehalte am DIC vom 14.08.2010

7.5.3 ^{13}C am DOC

Die statistischen Tests auf Gruppenunterschiede haben für $\delta^{13}\text{C}$ am DOC keine signifikanten Ergebnisse ergeben. Dargestellte Mittelwertsunterschiede sind statistisch daher nicht abgesichert. Signifikante Differenzen zwischen den Messterminen sind ausweisbar, können jedoch mittels Posthoc-Test aufgrund der geringen Fallzahl nicht verifiziert werden.

Die graphische Darstellung der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Messungen im Untersuchungsgebiet ist der Mittelwertsdarstellung zu entnehmen (Abb. 7.19). Für die Berechnung liegen die Messkampagnen am 25.08. und 03.11.2009 sowie 14.08.2010 zu Grunde. Die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Mittelwerte haben eine sehr geringe Spannweite im Bereich von $-30,4$ bis $-25,0 \text{ ‰}$. Die isotopisch leichtesten Messungen ($-30,4 < -30,0 \text{ ‰}$) ergeben sich am Grundwasserpegel sowie der Bodendrainage 13, mit Standardabweichungen von 1,2 bis 1,3 ‰. Ein Großteil der Standorte liegt im Bereich bis $-28,9 \text{ ‰}$. Dazu gehören die Moorpegel 15 - 17, Graben 7 und 12 sowie Wilzschstandort 5. Für die Standorte 12, 16 und 17 sind im Ergebnis Standardabweichungen über 2,4 ‰ berechnet. Die Standorte 6, 8, 11 und 14 befinden sich in der Klasse von $-28,9 < -28,4 \text{ ‰}$. Bis auf den Quellmesspunkt

zeigen alle Wilzschstandorte sowie Graben 9 Mittelwerte von $-28,4 \text{ ‰}$ bis $-27,4 \text{ ‰}$. Die Gräben 10 und 18 tendieren zu angereicherten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ -Werten. Geringste Standardabweichungen sind für die Standorte 11, 13 und 19 gegeben. Standardabweichungen über 4 ‰ liegen für die Standorte 6, 8 - 10 und 17 vor.

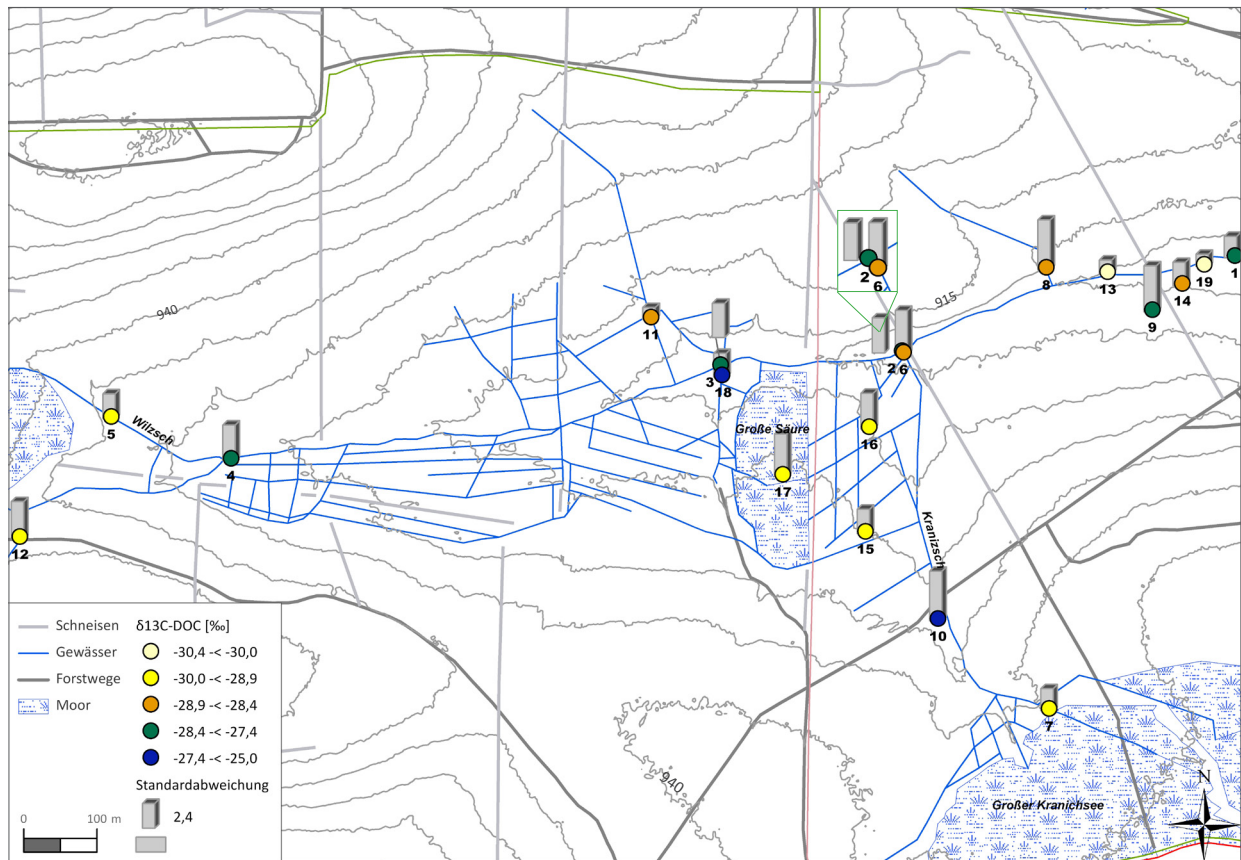


Abb. 7.19: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{13}\text{C}$ am DOC in [‰]

7.5.4 ^{34}S am Sulfat

Neben $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ können ebenso für $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ signifikante Unterschiede zwischen den Herkunftsräumen herausgestellt werden. Die Analytik von $\delta^{34}\text{S}$ am Sulfat ergibt eine Differenzierung der Wilzsch- und Moorstandorte zu den mineralischen Gräben und den Bodendrainagen. Abbildung 7.20 stellt Mittelwert und Standardabweichung von $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ für das Untersuchungsgebiet dar. Die Mittelwertsklassen sind zwischen $-0,5$ und $6,3 \text{ ‰}$ festgelegt. Die Messpunkte in der Wilzsch (1 - 5) als auch der Moorwasserstandorte (15 - 18) nehmen Werte zwischen $4,7$ und $6,3 \text{ ‰}$ ein. Die mineralischen Gräben 8, 9 und 12 ergeben im Mittel abgereicherte Werte von $3,3$ bis $4,0 \text{ ‰}$. In diese Gruppe reiht sich ebenfalls der Kranzschmesspunkt 7 ein. Graben 10 ergibt im Mittel Werte von $4,7$ bis $5,4 \text{ ‰}$. In dem Bereich von $4,0$ bis $4,7 \text{ ‰}$ sind neben Graben 11 die Bodendrainage 14 und der Grundwasserpegel vorzufinden. Für die Bodendrainagen konnten jedoch nur einmalig Ergebnisse ermittelt werden. Insgesamt variieren die Standardabweichungen von $0,2$ bis $1,7 \text{ ‰}$. Geringste Variationen zeigen demnach der Finalpegel 1, Graben 8 und Moorpegel 15, höchste hingegen die Beprobungsstellen 3, 5, 6 und 12.

Zwischen den Beprobungskampagnen sind keine signifikanten Unterschiede ermittelbar. Am 11.05.2009 liegen für 11 Standorte Analysenergebnisse vor. Die Wilzschstandorte nehmen Werte zwischen $4,8$ und $6,8 \text{ ‰}$ an, die mineralischen Gräben hingegen variieren von $3,6$ - $5,5 \text{ ‰}$. Für alle vergleichbaren Messstellen ergeben sich am 23.06.2009 isotopisch höhere Werte, insbesondere am Messpunkt 6. Der 25.08.2009

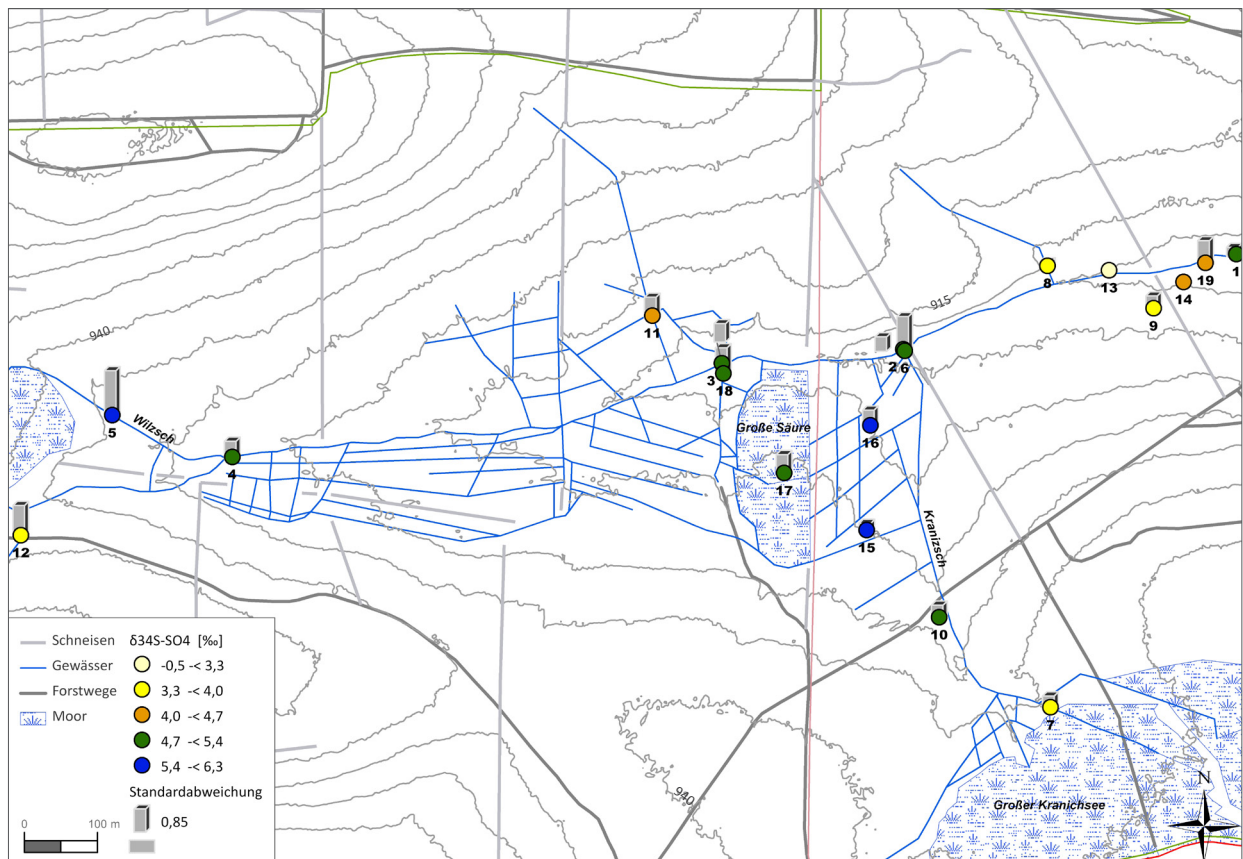
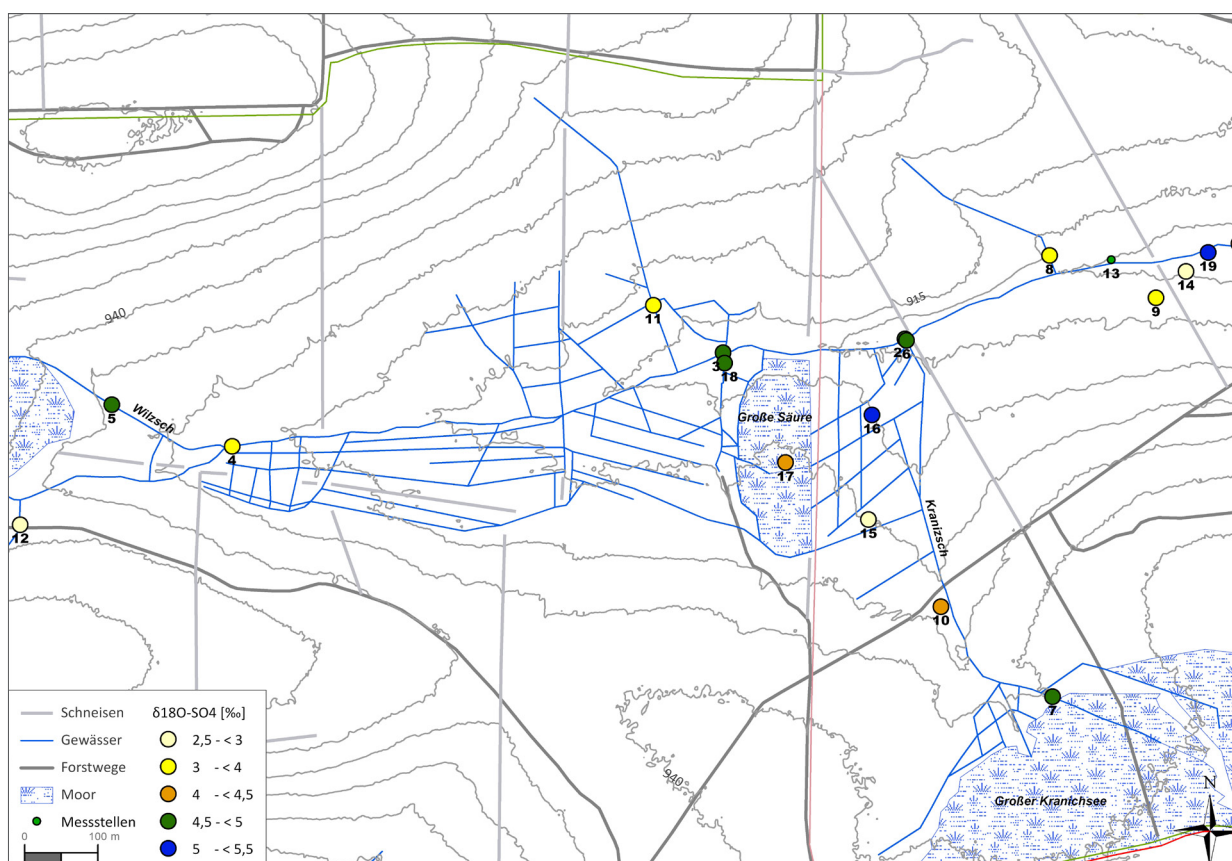


Abb. 7.20: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{34}\text{S}$ am Sulfat in [‰]

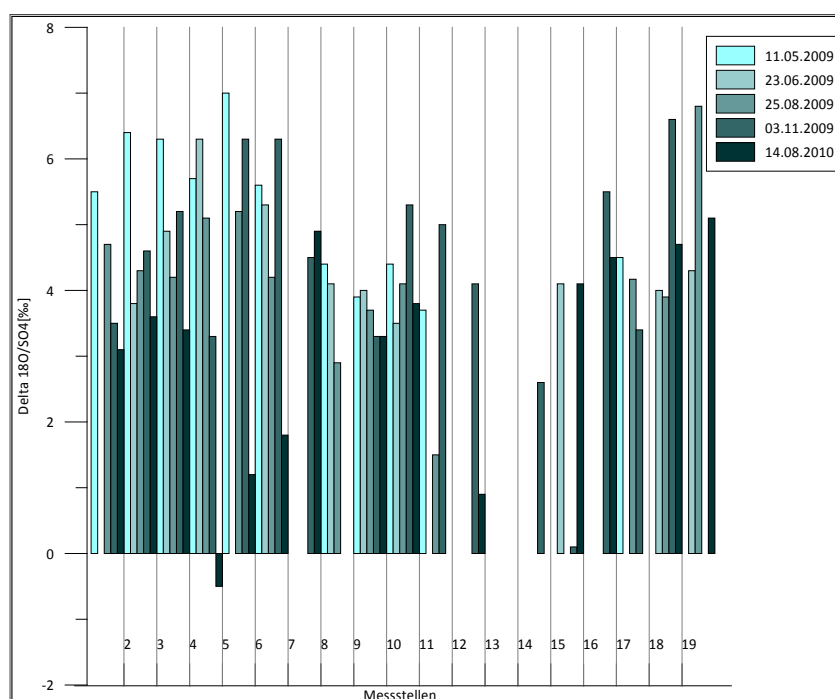
unterbreitet analoge Ergebnisse. Die Gräben als auch der Grundwasserpegel präsentieren die geringsten Ergebnisse (3,9 bis 4,8 ‰). Standort 5 im Kiebickenmoor weist die schwersten Isotopenwerte auf (8,2 ‰). Für den 3.11.2009 nehmen die Beprobungspunkte isotopisch leichtere Werte an. Bei einem Wertebereich von 2,6 bis 6 ‰ ist am Graben 12 der geringste Wert messbar. Am 14.08.2010 reihen sich neben den mineralischen Gräben 8, 9 und 12, der Finalpegel Wilzsch, die Wilzschstandorte 3 und 4 sowie die Kranzsch in den Bereich von 3,9 bis 4,8 ‰ ein. Alle weiteren analysierten Standorte liegen in einem Bereich höherer Isotopenwerte.

7.5.5 ^{18}O am Sulfat

Für $\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat ist eine signifikante Abgrenzung der Messung von 14.08.2010 zu allen vorangehenden möglich. Wie auch schon bei Schwefel - 34 am Sulfat angeführt, bestehen bei dieser Analytik ebenfalls vereinzelt Datenlücken. Die Mittelwertsabbildung (Abb. 7.21) zeigt mit Werten von 2,5 - 5,5 ‰ und einer recht hohen Standardabweichung zwischen 0,3 und 2,7 ‰ ein sehr variables Bild. Die Ableitung einer Gruppierung ist daher nicht ohne weiteres möglich. Die leichtesten Isotopenwerte präsentieren der Graben 12, die Bodendrainage 14 als auch der Moorwasserpegel 15 (2,5 - 3 ‰), bei Standardabweichungen von 2,3 ‰. Für MP 14 liegt nur ein Analyseergebnis vor. Die Standorte der Wilzsch liegen im Mittel bei 4,0 bis 4,9 ‰, wobei MP 4 und 5 die größten Standardabweichungen aufweisen. Die Mittelwerte der mineralischen Gräben nehmen ausnahmslos Isotopensignaturen unter 4,3 ‰ an. Die Standorte 8 - 10 zeigen unter den mineralischen Gräben die geringsten Standardabweichungen, bei Mittelwerten zwischen 3,6 und 4,2 ‰.

Abb. 7.21: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat in [‰]

Ein Blick auf die verschiedenen Beprobungstermine stellt Werte zwischen -0,5 und 7 ‰ dar (Abb. 7.22). Fehlende Analysenergebnisse sind insbesondere für die ersten drei Beprobungen zu verzeichnen. Am 11.05.2009 nehmen die beprobten Standorte die schwersten Isotopenwerte an. Die mineralischen Gräben, als auch Pegel 17 in der Großen Säure, haben Werte zwischen 3,0 und 5,0 ‰. Die Standorte der Wilzsch ergeben höhere Isotopenwerte. Diese liegen im Bereich von 5,0 und 7 ‰ (Anhang A2-12). Die Beprobung am 23.06.2009 gleicht stark der Maimessung. Die Ergebnisse der Standorte 15, 18 und 19 im Juni 2009

Abb. 7.22: $\delta^{18}\text{O}$ - Analytik am Sulfat für die einzelnen Messkampagnen

gleichen denen der mineralischen Gräben. Die Wilzschmesspunkte bleiben unverändert (A2-13). Für den 25.08.2009 vermindert sich bei einer Vielzahl der Standorte der Isotopenwert. Die mineralischen Gräben zeigen eine Wertespanne von -0,5 bis 5,0 ‰, wobei Graben 11 den niedrigsten Wert aufweist. Die Ergebnisse der Wilzschbeprobungen präsentieren eine Abnahme von $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ mit der Fließrichtung. Der Grundwasserpegel nimmt mit 6,8 ‰ den höchsten Messwert während des gesamten Beprobungszeit-

raumes an (A2-14). Am 03.11.2009 liegen die Standorte 1, 4, 9 und 17 im Bereich von 3,0 -< 4,0 ‰. Geringere Werte weisen lediglich Moorwasserpegel 15 und Bodendrainage 14 auf. Alle weiteren Standorte zeichnen sich durch eine Zunahme der schweren Isotope aus (Abb. 7.23).

Die Messung am 14.08.2010 weist insgesamt die geringsten Ergebnisse für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ auf. Die niedrigsten Werte werden für die Messpunkte im Bereich des Kiebickenmoores (4, 5, 12) berechnet. Eine Werteklasse darüber (1,5 -< 3,0 ‰) liegen die Wilzschpunkte 1 und 3, Graben 9 und Kranzschpunkt 6. Die Moorwasserpegel 15, 16 als auch der Graben in der Torfstichrülle 18 liegen gemeinsam in dem Bereich von 4,0 -< 5,0 ‰ (A2-15).

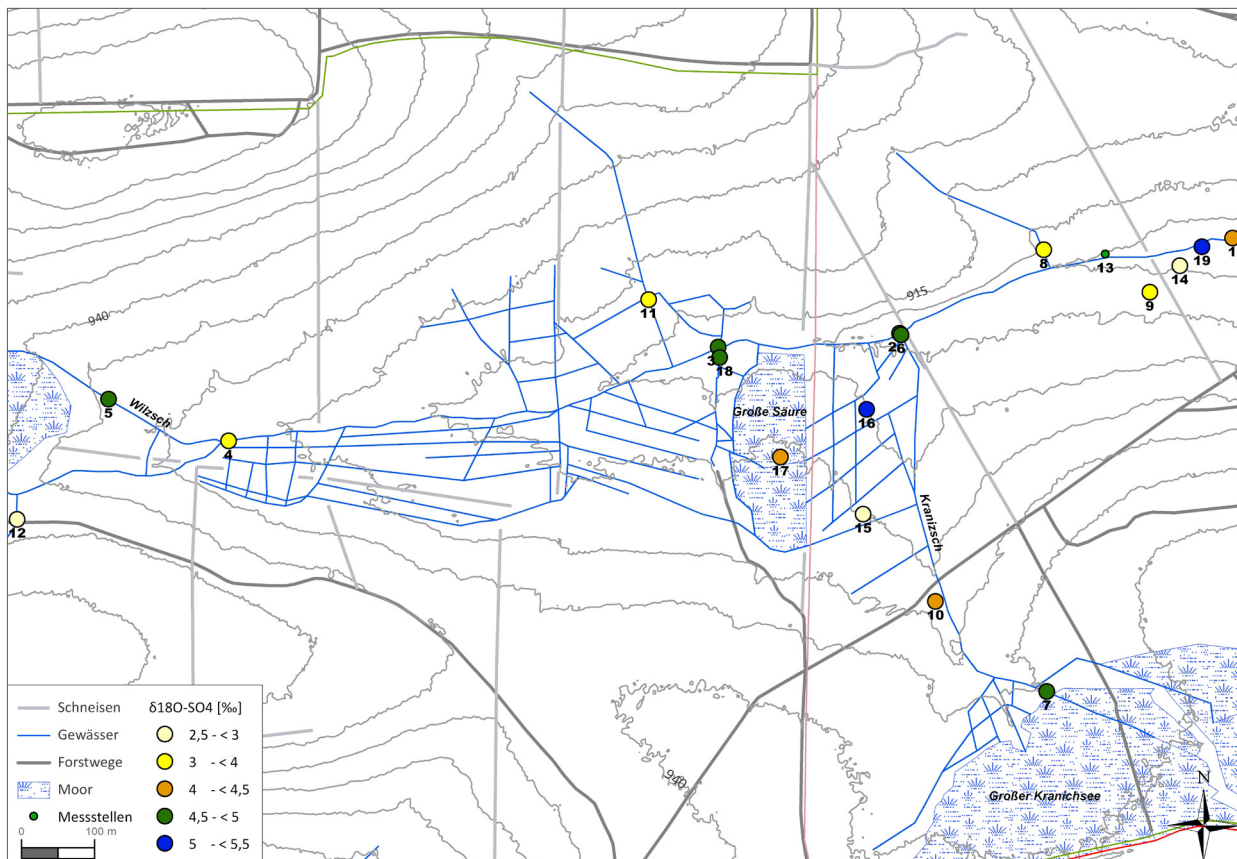


Abb. 7.23: Ergebnisse von $\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat der Messung vom 03.11.2009

7.5.6 ^{15}N am Nitrat

Die Isotopenverhältnisse von Nitrat lassen sich im Mittel mit Werten von -1,7 bis 10,5 ‰ beschreiben. Die Standardabweichungen liegen für die Standorte zwischen 0,7 und 14,8 ‰ (Abb. 7.24). Höchste Standardabweichungen an den Bodendrainagen und Pegel 11 spiegeln die Heterogenität zwischen den Messkampagnen wider (Abb. 7.24, 7.25). Abweichungen vom Mittel unter 2 ‰ sind lediglich für die Gräben 8, 10, 18 sowie Kranzschmesspunkt 6 zu verzeichnen.

Die saisonalen Ergebnisse umfassen einen Wertebereich von -10,9 - 23,9 ‰. Die Analysenergebnisse vom 11.05. zum 23.06.2009 präsentieren sich nur in geringer Abstufung. Am 11.05.2009 liegen alle Messungen im Bereich von -2,4 bis 2,9 ‰. Für den 23.06.2009 sind Ergebnisse von -0,9 bis 6,6 ‰ messbar, wobei nur die Messstellen 7, 11, 16 und 19 Werte über 2,8 ‰ einnehmen. Am 25.08.2009 sind nur acht Bestimmungen von $\delta^{15}\text{N}$ am Nitrat möglich. Die leichtesten Isotope wurden am Messpunkt 7, 11, 13 und 17 analysiert (-10,9 bis -5,2 ‰). Die Standorte 3, 8 und 10 sind nur wenig verschieden zu den vorhergehenden Bepro-

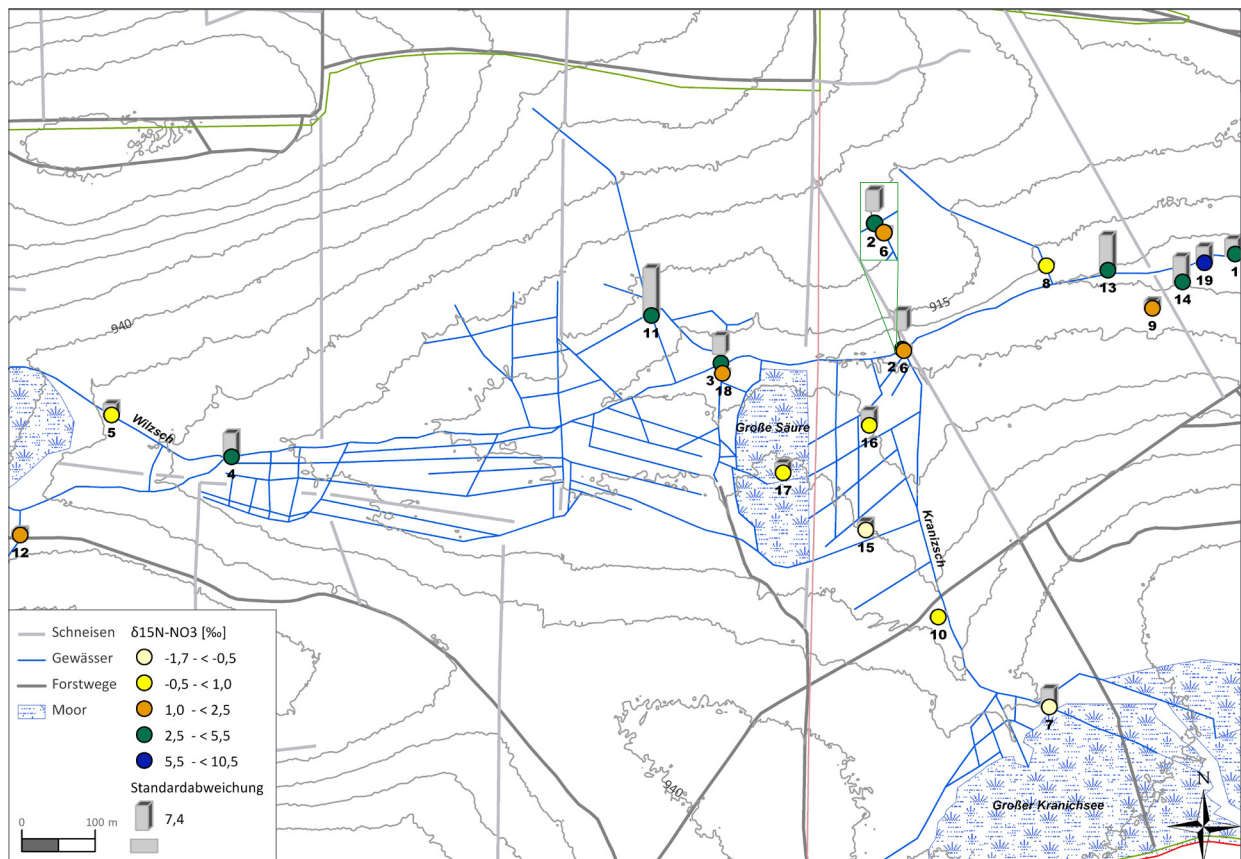


Abb. 7.24: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{15}\text{N}$ am Nitrat in [‰]

bungen. Für die Herbstmessung 2009 sind 12 Analysen möglich. Die Ergebnisse der mineralischen Gräben sind dem Promillebereich analog zum 11.05. und 23.06.2009 zuzuordnen. Gleiches gilt für den Moorpegel 17 sowie die Torfstichrülle 18. Die benannten Gräben zeigen neben Messpunkt 6 auch die geringsten Standardabweichungen. Die Wilzschpegel 1 und 3 als auch der Grundwasserpegel 19 weisen isotopisch schwere Signaturen auf (10,4 – 15,0 ‰). Die Messung am 14.08.2010 (A2-16) zeigt die heterogensten Ergebnisse - sowohl zwischen den Standorten, als auch zu den vorhergehenden Messungen. Die Zunahme

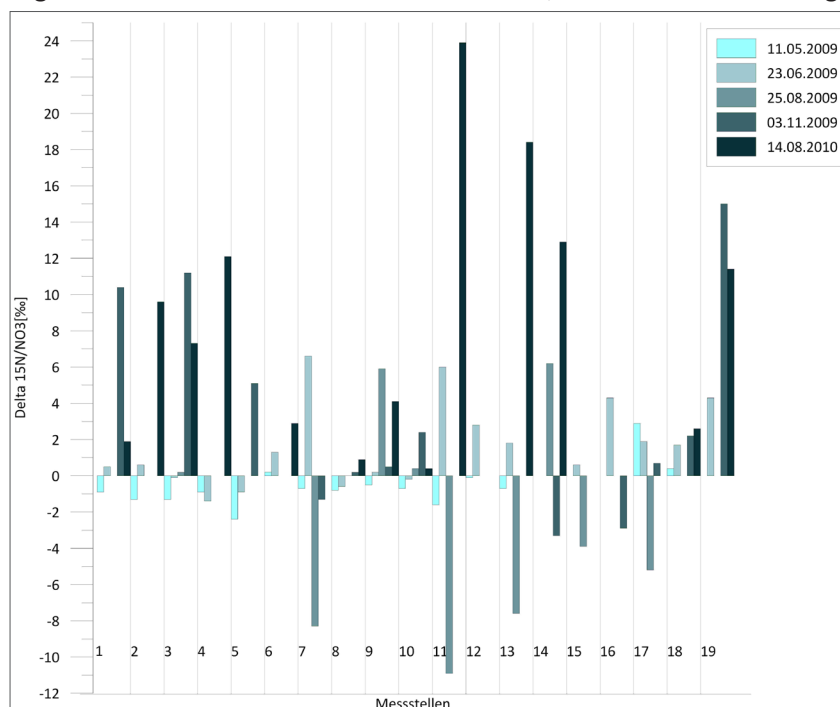


Abb. 7.25: $\delta^{15}\text{N}$ - Analytik am Nitrat für die einzelnen Messkampagnen

der schweren Isotope erklärt die zum Teil hohen Standardabweichungen. Einzig an den analysierten Gräben sowie den Fließgewässerpunkten 6 und 1 sind leichte Isotope messbar.

In der Gesamtbetrachtung lässt sich auf der Fließstrecke der Wilzsch scheinbar kein konkretes isotopisches Muster abzeichnen. Die Messlücken lassen nur einen Vergleich einzelner Gruppen zu bestimmten Versuchsterminen zu.

7.5.7 ^{18}O am Nitrat

Die Ergebnisse von $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ präsentieren Unterschiede der Moorstandorte zu den Wilzschmesspunkten und den mineralischen Gräben. Diese Aussage veranschaulichen die Mittelwerte in Abb. 7.26. Die Berechnung des Mittels ergibt Werte zwischen 7,3 und 50,0 ‰. Die Moorwasserpegel liegen im Mittel zwischen 45,0 und 50,0 ‰ und sind zudem durch hohe Abweichungen von diesem gekennzeichnet. Zudem sind die Messlücken insbesondere bei Pegel 15 und 16 in den Auswertungen zu berücksichtigen. Diese zeigen sich aber auch bei anderen Standorten (Abb. 7.27). Der Kranzschquellpunkt 7 liegt im Bereich von 30,0 - 45,0 ‰ mit geringer Standardabweichung. Die Fließgewässerstandorte der Wilzsch zeigen eine Abnahme der schweren Isotope. Während Messpunkt 5 $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werte von 15 bis 30 ‰ einnimmt, sind im weiteren Fließweg zur Talsperre im Mittel unter 15 ‰ messbar. Die mineralischen Gräben zeigen ein ähnliches Bild. Die Gräben 9 und 10 reihen sich in die Klasse von 7,3 - 9 ‰, die Gräben 8 und 11 zeigen im Mittel geringfügig höhere Werte (9 - 15 ‰). MP 12 nimmt mit 23 ‰ Mittel isotopisch schwerere Werte an. Der Grabenmesspunkt in der Torfstichrülle kann von der Isotopensignatur nicht den Moorstandorten zugeordnet werden, eher liegt dieser mit 11,2 ‰ im Bereich der mineralischen Gräben.

Die extremen Schwankungen des Isotopenwertes der Grundwassermessstelle zeigt die hohe Standardabweichung. Die Messstellen in Wilzsch, Kranzsch und auch den Gräben verzeichnen vergleichsweise geringe Abweichungen vom Mittel.

Die saisonalen Betrachtungen ergeben einen Wertebereich von -4,7 bis 69,1 ‰ (Abb. 7.27). Am 11.05.2009 liegen die Isotopenwerte für die Fließgewässer und die Gräben bis auf MP 12 im Bereich von 5,5 - 10,9 ‰. Der Graben 12 südlich des Kiebickenmoores und MP 5 unmittelbar im Kiebickenmoor zeigen in der Analytik Werte zwischen 15,1 bis 17,6 ‰. Die Bodendrainage 13 und der Pegel 7 im Großen Kranichsee sind isotopisch schwerer (33,4 - 44 ‰). Moorpegel 17 weist die höchsten Werte (58,6 ‰) auf. Am 23.06.2009

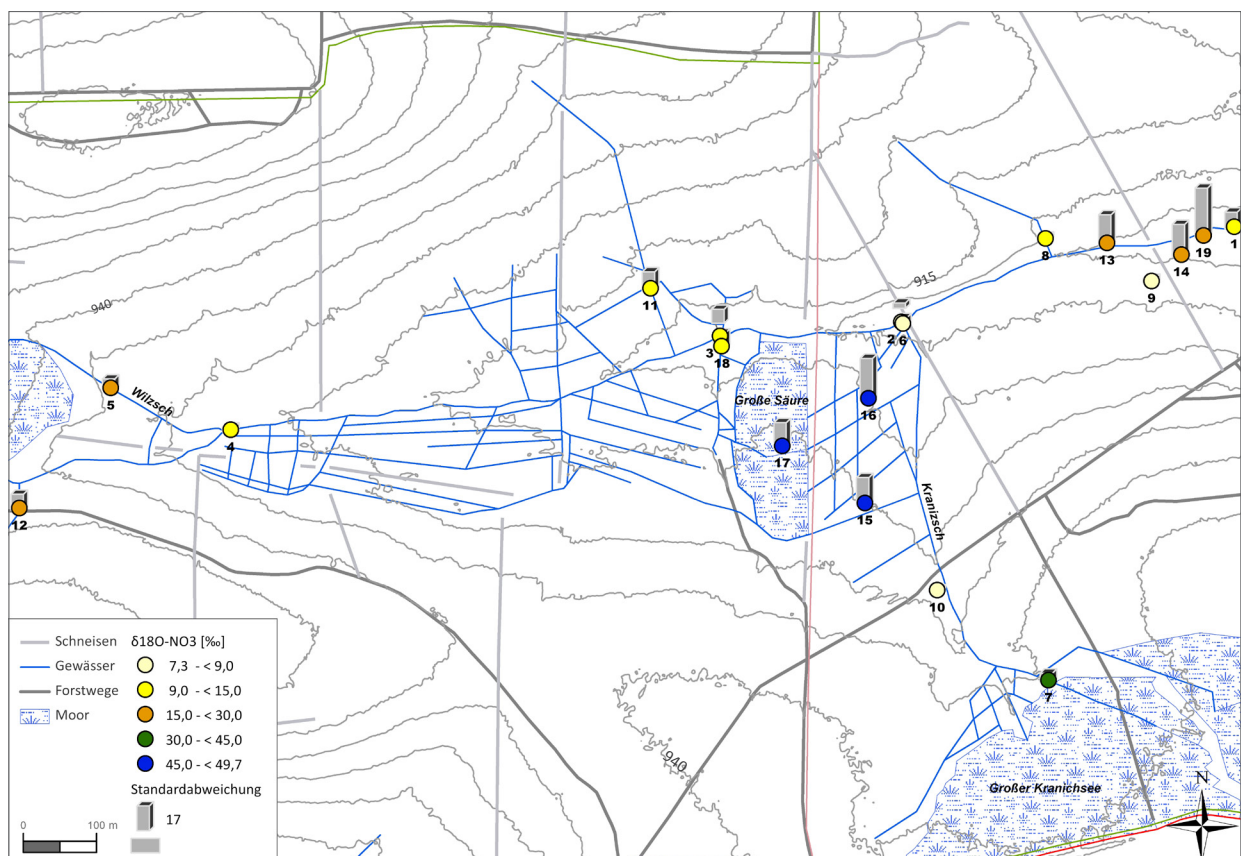


Abb. 7.26: Mittelwert und Standardabweichung für $\delta^{18}\text{O}$ am Nitrat in [‰]

werden die bereits aufgeführten Gruppenunterschiede noch einmal deutlich. Die Wilzschpegel liegen im Wertebereich von 11,7 - 16,9 ‰, während der Finalpegel isotopisch leichtere Werte zeigt (9,2 ‰). Die Moorpegel erreichen zusammen mit dem Grundwasserpegel die höchsten Werte. Die mineralischen Gräben 8 - 10 sind kaum verändert, die Gräben 11, 12 und 18 zeigen zum Teil eine Verdopplung des Isotopenwertes (14,9 - 32,6 ‰). Die Beprobung vom 25.08.2009 weist mit 10 Bestimmungen die meisten Datenlücken auf. Die Moorpegel 15 und 17 sowie der Kranizschmesspunkt 7 sind mit Werten von 23,1 - 31,6 ‰ ähnlich gruppiert. Die wiederum

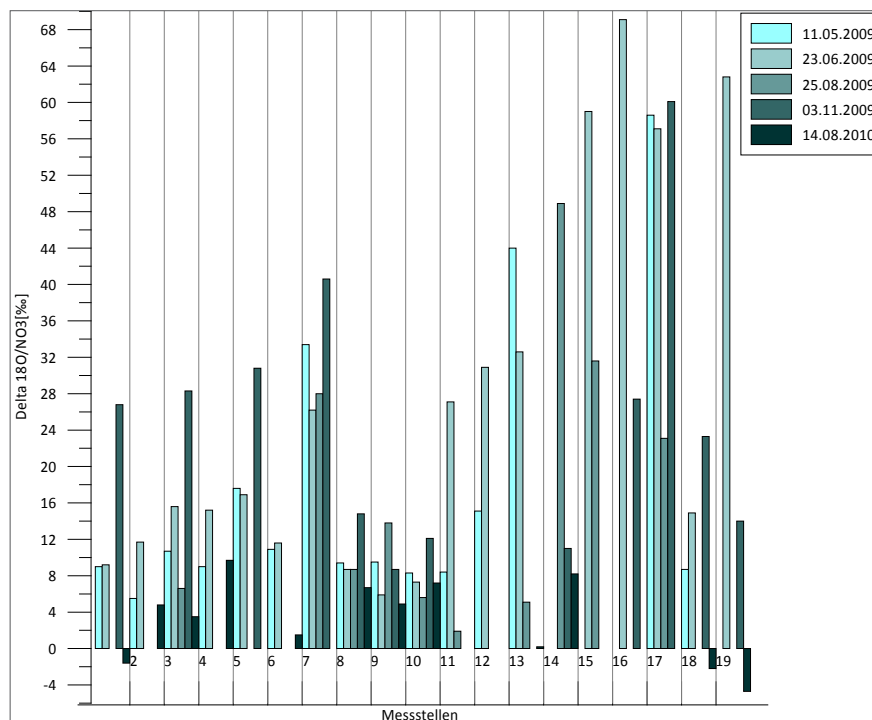


Abb. 7.27: $\delta^{18}\text{O}$ - Analytik am Nitrat für die einzelnen Messkampagnen

sem Termin keine Ergebnisse berechnet werden. Saisonal ist die Messung am 14.08.2010 signifikant verschieden von den vorangegangenen Beprobungen. Gleiches präsentiert der Parameter $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$.

In Anbetracht der Datenlage ist nur für einen Teil der Standorte ein aussagekräftiger Vergleich sinnvoll. So liegen die Standardabweichungen der mineralischen Gräben 8 - 10 im Gesamtbild am niedrigsten. Die Ergebnisse der Moorwasserpegel zeigen einerseits große Schwankungen, diese liegen aber ausschließlich im isotopisch schweren Bereich. Eine Abgrenzung des Standortes 7 im Großen Kranichsee von denen in der Großen Säure scheint mit $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ schwierig.

Die wiederum nur 12 Berechnungen am 3.11.2009 erschweren einen Vergleich der Standorte. Wie bereits die Standardabweichung zeigt, ist insbesondere der Grundwasserpegel sehr variabel. Dieser ordnet sich mit dem Graben 8 von 14 - 14,8 ‰ ein. Die drei Bestimmungen des Wilzschwassers zeigen eine starke Zunahme der Isotopenwerte (26,8 - 30,8 ‰). Die 12 Analyseergebnisse vom 14.08.2010 präsentieren Werte von minimal -4,7 ‰ (MP 19) bis zu 9,7 ‰ (MP 4). Für die Moorpegel 15 - 17 können an die-

8 Diskussion

8.1 Das hydrochemische Milieu im Untersuchungsgebiet

8.1.1 Niederschlag

Die Kammlagen des Westerzgebirges zeichnen sich durch hohe Niederschlagsmengen aus. Die langjährigen Niederschläge an der Talsperre Weiterswiese betragen jährlich 1335 mm (1961-1990) (Münch et al. 2008). Die Niederschlagsuntersuchungen weisen einen dominanten Einfluss der Stickstoff- und Sulfatkomponenten auf. Für Nitrat sind Gehalte von 1,9 mg/l und für Ammonium von 1,2 mg/l ermittelt worden. Die Sulfatkonzentration des Niederschlags liegt bei 1,7 mg/l. Die Gehalte an Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} sind als gering einzustufen. Geringe Anteile an calcium- und magnesiumhaltigen Stäuben in der Luft liegen in der dichten Vegetation begründet (Rehfuess 1990). Die pH - Wertmessungen des Niederschlags betragen 5,1. Geringere pH-Werte in den Hochlagen können ebenfalls mit dem hohen Anteil des Nebelniederschlags begründet werden. Sigg & Stumm (1996) beobachten aufgrund der kleineren Oberfläche der Nebeltropfen eine Aufkonzentration um das 10- bis 100fache.

Die Ergebnisse des Freilandniederschlags lassen auf geringere Konzentrationen der N- und S - Komponenten schließen. Nowák et al. (2000) vergleichen Ergebnisse des Freilandniederschlags mit Fichtenbestandsniederschlag. Sie beobachten eine gebietsabhängige Verdopplung bis Vervierfachung der Sulfatkonzentrationen im Fichtenbestandsniederschlag.

Die Sulfateinträge haben ihren Ursprung in den Vorläufern von SO_2 und somit H_2SO_4 . Der Eintrag in die Atmosphäre erfolgt primär aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe, wie Kohlekraftwerke etc. sowie aus SO_2 durch den Einfluss von Photooxidantien in der Atmosphäre (Frank 2006). In den Kammlagen des Erzgebirges kann eine deutliche Abhängigkeit der SO_2 - Konzentrationen zur Windrichtung und damit zum Ursprungsgebiet festgestellt werden (Marquardt & Brüggemann 1998; SLfUG 1994-2001). Die SO_2 - Belastung in Carlsfeld lag im Winterhalbjahr 2005/2006 bei $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Herkunft von SO_2 ist dabei auf Stofftransporte aus Nordböhmen zurückzuführen. Die hohen O_3 - Konzentrationen von $69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2009, 2010) in Carlsfeld werden mitunter durch die Vorläufersubstanz SO_2 gebildet (SLfUG 2009, SLfUG 2010). Raben & Andreae (1998) zeigen für die Region Klingental hohe Gesamtsäureeinträge, die vor allem durch den Eintrag von Ammoniumsalzen verursacht werden. Die Ammoniummessungen im Niederschlag der Station Weiterswiese lassen ebenfalls einen hohen Säureeintrag vermuten. Ein Anstieg der Stickstoffkomponenten im April, Juni - Juli 2009 und 2010 ist diffusen anthropogenen Einträgen zuzuschreiben.

Nach Mitteilungen des Forstbezirkes Eibenstock fanden im Juli 2009 zwischen Carlsfeld und Wildental Kalkungsmaßnahmen unter Verwendung von kohlensaurem Magnesiumkalk (MgCO_3) statt. Die Kalkungsmaßnahmen verursachen erhöhte Magnesiumwerte und ein Anstieg der Leitfähigkeit und des pH - Wertes im Niederschlagswasser.

8.1.2 Hydrochemie der Standortwässer

Das Einzugsgebiet der oberen Wilzsch ist als karbonat- und basenarm zu beschreiben. Neben dem standortabhängigen sauren pH-Milieu zwischen 3,6 und 5,4 begünstigen die Niederschläge im Aluminiumpuffer-

bereich die Podsolierung. Der Podsol ist neben den Nassböden charakteristischer Bodentyp der Fichtenstandorte. Im Eisenpufferbereich verhelfen die Niederschläge einer fortschreitenden Vertorfung. Die Torf- sowie Humusaufgaben bilden den organischen Kohlenstoffspeicher, der als Kohlenstofflieferant fungiert.

Bezugnehmend auf die Quantität an DOC in der Vorflut sind der mobilisierbare organische Kohlenstoff im System Boden sowie hydrologische und hydrochemische Bedingungen im Einzugsgebiet heranzuziehen (Agren et al. 2008a,b). In diesem Wirkungsgefüge liefern die Ergebnisse der DOC - Analytik Konzentrationen im Mittel zwischen 0,4 und 57 mg/l, die standortspezifische Unterschiede ausweisbar machen. Diese sind zwischen den mineralischen Gräben und der Kranizsch sowie den Moorstandorten signifikant belegbar (s. Kap. 7.2.1). Der Fließweg der Wilzsch zeigt eine eindeutige Verdünnung der DOC - Fracht vom Quellmesspunkt im Kiebickenmoor (44,8 mg/l) zum Finalpegel (19,6 mg/l) von im Mittel über 25 mg/l. Auf Effekte der Verdünnung weisen auch Laudon et al. (2004) und Dawson et al. (2008) hin. Die Verdünnung des DOC - Gehaltes im Vorfluter Wilzsch geht mit einem leichten pH-Wert Anstieg, bei gleichbleibender elektrischer Leitfähigkeit einher. Zu diesem Ergebnis kommen auch Temnerud & Bishop (2005) im nord-schwedischen River Ore Basin. Am 3.11.2009 und 14.08.2010 liegt die Verdünnung des DOC - Gehaltes nur zwischen 3 und 9 mg/l. Am Finalpegel ist dementsprechend eine erhöhte DOC - Fracht messbar. Gleiches lässt sich in der Kranizsch beobachten. Die Verdünnung am Pegel 6 beträgt im Mittel 35 mg/l. Diese fällt im Herbst 2009 und Sommer 2010 deutlich geringer aus. Solche saisonalen Unterschiede sind vor allem witterungsbedingt. So sind vorrangig während regenreicher Perioden, die zumeist zwischen Juli bis November liegen, im Vergleich zu den Frühjahrsbeprobungen (Mai - Juni) höhere DOC - Austräge zu erwarten. Dies beschreiben auch Dawson et al. (2008) sowie Agren et al. (2008a) in ihren Untersuchungen. Ursächlich sind erhöhte mikrobielle Aktivität und Oxidationsprozesse im Sommer, die die Produktion von DOC bedingen (Ivarsson & Jansson 1994, Scott et al. 1998, Sachse et al. 2005). Die hohen Konzentrationen am Finalpegel Wilzsch sind jedoch nicht unbedingt auf die Quellbereiche der Moore zurückzuführen. Die DOC - Werte der Quellstandorte weisen über alle Beprobungen hinweg erhöhte DOC - Konzentrationen auf, die sich flussabwärts verringern. Im Herbst 2009 und August 2010 zeigen auch Standorte mit sonst geringer Konzentration plötzlich DOC - Schübe auf. So kann dies für die Gräben 8, 9, 18 und auch das Grundwasser beobachtet werden. Die DOC - Frachten naheliegender Standorte am finalen Pegel erfahren kaum eine Verdünnung. Die DOC - Frachten entfernter liegender Moore ermöglicht dies hingegen. Zu dieser Schlussfolgerung kommen ebenfalls Laudon et al. (2004) in einem nordschwedischen Untersuchungsgebiet als auch Frost et al. (2006), der die DOC - Konzentrationen in Flüssen von multiplen Faktoren abhängig macht. Auch die Gräben 11 und 12 im Fichtenforst zeigen über den gesamten Messzeitraum erhöhte DOC - Konzentrationen. Ein leichter DOC - Anstieg im Herbst 2009 und August 2010 ist für den Graben 12 zu verzeichnen. Dies impliziert, dass witterungsbedingte erhöhte DOC - Frachten im Vorfluter Wilzsch überwiegend aus den organischen Auflagen des mineralischen Fichtenbestandes stammen. Zu ähnlichen Aussagen kommen auch Bengtson & Törnemann (2004) sowie Mattson et al. (2003). So sind die DOC - Konzentrationen am finalen Pegel Wilzsch in erster Linie auf Austräge in diesem Teileinzugsgebiet zurückzuführen.

Die Korrelationsergebnisse belegen ebenfalls einen stark positiven Zusammenhang von Pegel 6 zu den Wilzschpegeln 1 bis 4, die sich auf den mobilisierbaren Kohlenstoff aus den Quellmesspunkten zurückführen lassen, der in Abhängigkeit vom Abflussverhalten ausgespült wird. Die Differenzierung des Quellstandortes 5 im Kiebickenmoor ($r = -0,51$) zu den flussabwärts gelegenen Wilzschpegeln sowie des Standortes 7 zu 6 in der Kranizsch ($r = -0,41$) unterstreichen deren Funktion als DOC - Quelle. Die Zusammenhänge, die zwischen den Quellbereichen nachweisbar sind (Standort 5 zu 7 $r = 0,55$; 5 zu 15 $r = 0,74$; 7 zu 15 $r = 0,68$; 7 zu 16 $r = 0,86$ und 7 zu 17 $r = 0,95$), erklären deren Verhalten (A2-19).

Die Messpegel in der Großen Säure ergeben für DOC einen Wertebereich von 38,1 bis 57 mg/l. Wobei

die höchsten DOC - Konzentrationen im stark drainierten Bereich von Pegel 16 liegen. Sowohl Strack et al. (2008), Höll et al. (2009) und Wallage et al. (2006) bestätigen eine erhöhte Humifizierung und Zersetzung der organischen Substanz im Wasserspiegelschwankungsbereich. Durch die Herstellung aerober Bedingungen wird die Phenoloxidase erhöht, die mit einer steigenden DOC - Produktion einhergeht (Freeman et al. 2001a,b). Die Bodendrainagen im Fichtenforst reihen sich in dieses Konzentrationslevel ein. So stellen auch Böden eine Hauptquelle des DOC - Austrags in Flüsse dar (Bauer & Bianchi 2011, Schulze & Freibauer 2005). Die Torfstichrülle als direkte Entwässerung aus dem Moorkörper hat hingegen nur Mittelwerte zwischen 9,6 und 19 mg/l, die unter dem DOC - Gehalt der Wilzsch liegen. Die Torfstichrülle grenzt sich von den Moorpegeln 15 - 17 ab ($r = -0,41$) und zeigt hingegen stark positive Korrelationen zu den Gräben 8 ($r = 0,91$) und 9 ($r = 0,89$) sowie zum Vorfluter Wilzsch 1 - 4 und Kranizsch 6. Diese Abgrenzung erlaubt eine Ausweisung von Quellbereichen und Vorflutern. Das ungleiche Reaktionssystem von Quelle und Vorflut drückt sich in der messbaren Quantität an DOC aus, die zu einer stärkeren Variabilität im Vorfluter führt.

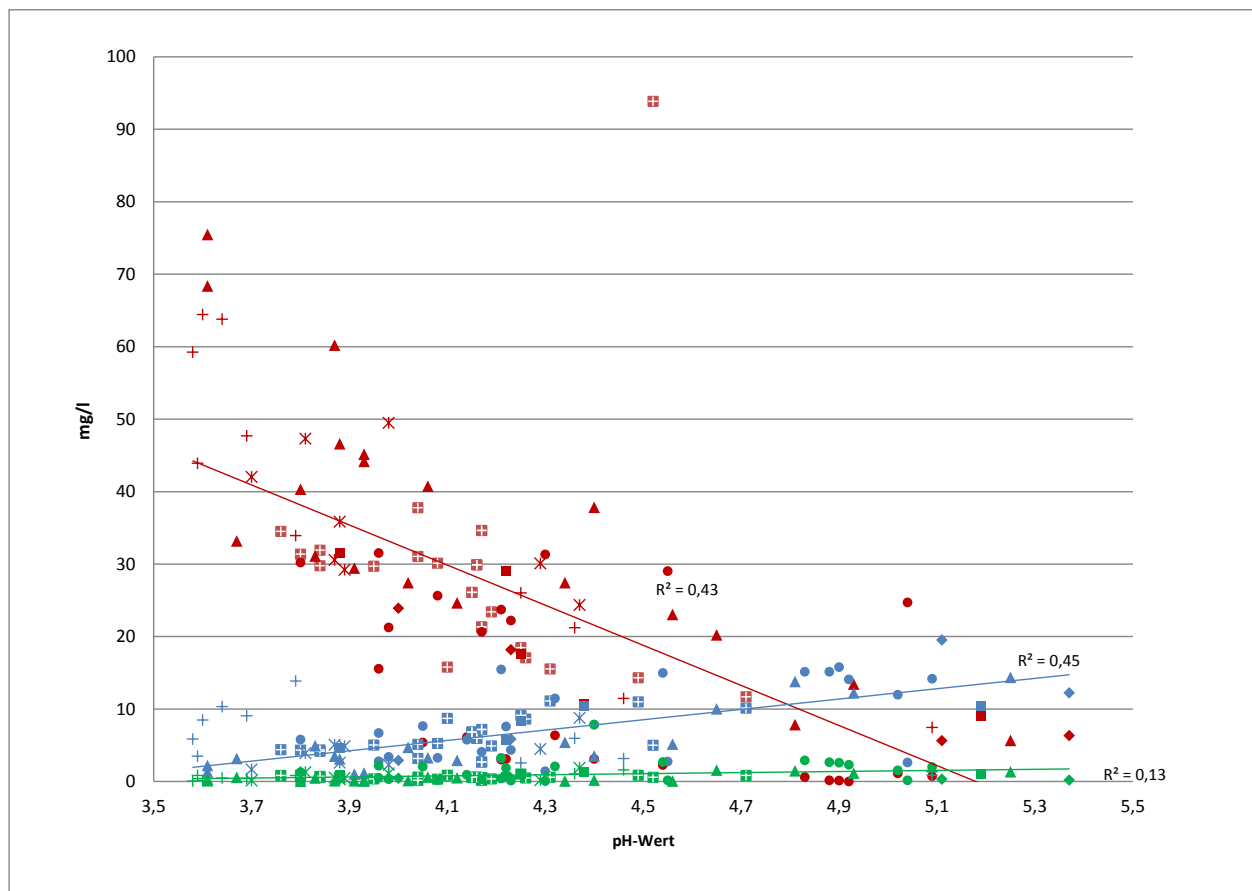


Abb. 8.1: Beziehung zwischen pH-Wert und DOC, SO_4^{2-} sowie NO_3^+ unterteilt in Raumklassen, (Symbolik: DOC rot, SO_4^{2-} blau, NO_3^+ grün, die Markierung ist für alle Parameter gleich).

Zudem belegt die mittelstarke negative Korrelation von pH - Wert und DOC ($r = -0,66$) den Zusammenhang zwischen Bodenacidität, Humin- sowie Fulvinsäuren in der Bodenlösung. Ein steigender DOC - Gehalt spricht für eine Zunahme der H^+ - Konzentration, was den Säurecharakter der DOC aufzeigt (Steinberg 2003). Lorz (1999) beobachtet für die Kleine Pyra im Westerzgebirge ebenfalls einen engen Zusammenhang. Neben DOC führt auch die Mineralisierung zur Freisetzung von H^+ - Ionen. Die organische Substanz enthält eine Reihe von Nichtmetallionen, wie N, P, S, die bei der Oxidation zu starken Mineralsäuren werden können (Ziechmann & Müller-Wegener 1990). Die Bedeutung von Nitrat als wichtiger mobiler Anionen H^+ - Lieferant ist aufgrund der schwachen Korrelation mit dem pH - Wert ($r = 0,37$) scheinbar gering (Abb. 8.1). So sind auch die geringen Nitratkonzentrationen im Untersuchungsgebiet mit dem bevorzugten

Austrag von Stickstoff als Nitrat zurückzuführen.

Das gegensätzliche Verhältnis von pH und Aluminium beschreiben der schwach negative Korrelationskoeffizient von -0,44 sowie die negative Faktorenladung von Aluminium auf die erste Komponente bei der Faktorenanalyse. Die Verbindung von niedrigem pH - Wert und einem im Mittel hohen Al-Gehalt von 0,5 mg/l stehen im Gleichgewicht mit der Freisetzung von Al^{3+} . So beeinflusst der Gehalt an DOC im System den pH - Wert, die Pufferkapazität sowie die Bioverfügbarkeit bzw. Toxizität von Metallen (Köhler et al. 1999, Steinberg 2003). Da der Eibenstocker Turmalingranit im Westerzgebirge bis zu 15 Gewichtsprozent Al_2O_3 enthält (Tischendorf 1988), sind die bestimmten Al - Gehalte zum größten Teil geogen bedingt. Die Gehalte im Niederschlag betragen hingegen nur 0,08 mg/l.

Die Korrelation von 0,37 zwischen pH und DIC beschreibt einen schwach positiven Zusammenhang und zwischen pH und Ca^{2+} einen mittelstarken ($r = 0,57$). Die Ergebnisse zeigen, dass bei $\text{pH} < 4,3$ Ca^{2+} und DIC gegen Null gehen. Ca^{2+} begünstigt als Kationenaustauscher den Austausch und die Auswaschung von H^+ und Al^{3+} . So wäre auch denkbar, dass die Basenkationen infolge Kalkungsmaßnahmen die Aluminiumionen von ihren Austauscherplätzen verdrängen und diese dann ins Grundwasser verlagert werden (Schneider et al. 1998). Die überdurchschnittlich erhöhten Aluminiumfrachten im August und November 2009 im Vorfluter könnten in Zusammenhang mit dem atmosphärischen Eintrag von Magnesium und Calcium stehen. Ende Juli fanden im Raum Carlsfeld und Wildental Kalkungsmaßnahmen unter Verwendung von kohlen-saurem Magnesiumkalk (MgCO_3) statt (mdl. Mitteilung Revier Eibenstock). Weiterhin ist in den Niederschlagswerten (LfUG) Mitte September 2009 eine Erhöhung von Magnesium und Calcium ausgewiesen, die möglicherweise Einflüsse auf die Aluminiumfrachten im November haben. Infolge des Orkans Kyrill im Januar 2007 sind im Einzugsgebiet der Wilzsch große Windwurfflächen (TEZ 1, 6, 12) vorhanden. Nach Beudert (1999) führt die Überschussmineralisierung durch Totholz, insbesondere im Fichtenbestand, zu stark erhöhten Aluminiumkonzentrationen im Sickerwasser.

Unter den Metallen korreliert Blei mit $r = 0,76$ am stärksten mit der organischen Substanz. Zwischen Eisen und DOC zeigt sich ein schwacher Zusammenhang ($r = 0,48$). Für die Gräben 8 - 10 sind bei geringen DOC - Konzentrationen geringe Eisen- und Bleikonzentrationen zu beobachten. Auch Schneider (2000) weist in ihren Untersuchungen eine Korrelation zwischen Eisen und DOC auf. Sowohl Eisen als auch Mangan laufen unter gleichzeitiger Oxidation als Redoxreaktion ab. Unter aeroben Verhältnissen wird am Beispiel von Eisen Fe^{3+} zu Fe^{2+} reduziert. Eisenreduzierende Bakterien beschleunigen diese Reaktion, die durch die Oxidation von organischen Verbindungen Energie gewinnen und Eisen als Elektronenakzeptor nutzen. Fe^{2+} ist zudem besser in Wasser löslich als Fe^{3+} (Schneider 2000).

Die Sulfatgehalte im Untersuchungsgebiet sind mit 6,6 mg/l im Mittel als gering zu bewerten. Schneider (2000) führt geringe Sulfatgehalte auf die geringe Verfügbarkeit im Mineralboden infolge der vorherrschenden Schwefelbindungen im Boden zurück. Im sauren pH - Milieu geht Sulfat zudem mit Fe und Al der Bodenlösung in Reaktion. Als Reaktionsprodukt fallen die Minerale Jarosit, Alunit, Basalunit und Jurbanit aus, die unter weiterer Einwirkung von H^+ - Ionen in Lösung gehen und Ferrihydrit bzw. Gibbsit bilden. Dabei kommt es zum Austrag von Sulfat (Prietz & Hirsch 2000). Dies bestätigt die mittelstarke positive Korrelation mit dem pH-Wert von 0,67 (Abb. 8.1). Schneider (2000) räumt dies als mögliche Ursache für die geringen Sulfatgehalte im Untersuchungsgebiet ein. Ein großer Teil des ausgetragenen Sulfats ist dabei atmosphären Ursprungs.

Die geringen schwefelsauren Depositionen auf den immergrünen Fichtenwäldern erklären die erhöhten DOC - Austräge im Vorfluter. Diese stehen durch den Rückgang atmosphärischer Schwefeleinträge in Zusammenhang mit einer erhöhten Löslichkeit an DOC (Ekström et al. 2011, Evans et al. 2005, 2012, Monteith et al. 2007). Die Hemmung der DOC - Löslichkeit im Beisein von Sulfat (Krüger et al. 2009) wird im Untersuchungsgebiet mit einer Bestimmtheit von 60 % bestätigt.

8.1.3 Schwefel und Stickstoff

Die Kammlagen sind insbesondere durch die erheblichen Niederschlagsmengen, die hohe Anzahl an Nebel- und Wolkentagen als auch die stärkeren Winde prädestiniert für Immissionseinträge. Die Standortanalytik bestätigt die Steuerung des Stickstoff- und Schwefelhaushaltes im Untersuchungsgebiet durch atmogene Einträge. Im Vergleich mit Daten der SLfUG (2003) ist der Eintrag der mobilen Säure-Anionen wie NO_3^- und SO_4^{2-} seit den 90er Jahren stark rückläufig.

Die statistischen Analysen machen einen engen positiven Zusammenhang ($r = 0,69$) zwischen Sulfat und Nitrat deutlich. Die Konzentrationen beider Anionen sind im Untersuchungsgebiet als gering einzustufen. Sowohl Sulfat ($r = -0,79$) als auch Nitrat ($r = -0,60$) korrelieren negativ mit DOC. Dies bestätigen auch Krüger et al. (2009) im Monitoring 2006 - 2007 im Einzugsgebiet der oberen Wilzsch. Auf insgesamt niedrigem Niveau zeigen drei der mineralischen Gräben (8 - 10) die höchsten Nitratgehalte mit den zugleich geringsten DOC - Gehalten ($p = -0,60$). Zudem reiht die Faktorenzurordnung Nitrat in die organisch geprägten Parameter ein.

Neben einem rückläufigen Eintrag schwefelhaltiger Depositionen (SLfUG 2003, Abraham et al. 2003) können die niedrigen Sulfatgehalte von 6,6 mg/l im Untersuchungsgebiet mit der hohen Präsenz an DOC in Zusammenhang gebracht werden. Die organischen Auflagen im Fichtenbestand sowie die Moorbereiche stellen einen erheblichen Vorrat an organischer Substanz dar. Dieser bildet infolge Humifizierung Huminstoffe, die sowohl frei, in fester Form als auch gelöst in der Bodenlösung vorkommen (Ziehm & Müller-Wegener 1990). Durch Mineralisation wird die organische Substanz unter Freisetzung von H^+ -Ionen abgebaut. Sulfat wird dabei meist durch den Abbau organisch gebundenen Schwefels freigesetzt (Brady & Weil 1996). Dieser kann infolge Sorption schwefelhaltiger Aminosäuren und Sulfatester an Huminstoffe bzw. Tonminerale gehemmt werden (Schneider et al. 2006), wodurch die Sulfatgehalte auf niedrigem Niveau bleiben. Dieser Zusammenhang spricht für die geringen Sulfatkonzentrationen der Moorwasserpegel, Bodendrainagen sowie die Quellbereiche des Großen Kranichsees und des Kiebickenmoores.

Einige Autoren vermuten in Bezug auf die Sulfatretention eine weitere Abnahme durch stark saure pH-Bereiche. Die Ursachen werden u.a. in der Auflösung von Al-Hydroxy-Sulfaten gesehen (Chourchesne & Hendershot 1990, Schneider et al. 2006). Zudem ist die Sulfat- und Nitratretention in den humusreichen podsolierten Böden in den Hochlagen der Mittelgebirge gestört, da die Adsorption an Al- und Fe-Oxidhydroxide als auch durch Einbau in organische Schwefelverbindungen zum Teil durch eine Blockierung der Adsorptionsplätze organischer Stoffe eingeschränkt ist (Rehfuess 1990, S. 241, Johnson & Todd 1983).

Der Stickstoffaustrag aus Böden findet überwiegend in gelöstem bzw. gasförmigem Zustand statt, deren Auswaschung vornehmlich als Nitrat erfolgt (Scheffer & Schachtschabel 2010). Jahreszeitliche Schwankungen in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge wären zu vermuten. Jedoch sind die Konzentrationen an Nitrat gering und signifikante saisonale Schwankungen nicht ausweisbar. Die geringsten Nitratwerte verzeichnen die Moorstandorte, die Quellbereiche im Kiebickenmoor und Kranichsee, das Grundwasser, die Wilzschpegel 4, 3 und 2 sowie die Gräben 12 und 11. Höll (2002) erklärt das geringe Vorkommen an Nitrat in huminstoffhaltigen Böden mit der Denitrifizierung und Mobilisierung möglicher Begleitstoffe. Der Stickstoffverlust wird durch Staunässe und bei Sauerstoffarmut in Böden vorangetrieben. Nasse Böden bzw. Böden mit periodischer Stau- oder Haftnässe denitrifizieren das zugeführte als auch das während Trockenphasen gebildete Nitrat, welches in Form von N_2 und N - Oxiden ausgetragen wird (Rehfuess 1990). Nitratausträge aus der Großen Säure, dem Kiebickenmoor als auch dem Großen Kranichsee sind daher nicht zu erwarten. Die auf niedrigem Niveau liegenden Nitratgehalte am Finalpegel lassen eher einen Zusammenhang zu den mineralischen Gräben des Einzugsgebietes vermuten.

Die mittleren Ammoniumwerte zwischen 1,6 und 1,7 mg/l der Bodendrainagen und Moorwasserpegel lie-

gen weit über den Gehalten der Gräben, des Grundwassers und der Vorfluter und sind dennoch als gering einzuschätzen. Die Ammoniumgehalte sind mit der Stickstoff-Mineralisierung und der damit verbundenen Freisetzung von NH_4^+ in Verbindung zu bringen. Nur bei geringen Temperaturen ($< 6^\circ\text{C}$) und mäßiger Durchlüftung verläuft die Ammonifikation schneller als die Nitrifikation (Scheffer & Schachtschabel 2010), was die vergleichsweise erhöhten Ammoniumwerte in den Bodendrainagen und Moorwasserstandorten erklärt. Anhand der Niederschlagsanalysen ist unter anderem ein atmosphärischer NH_4^+ -Eintrag als Stickstoffquelle nicht auszuschließen. Die höchsten Ammoniumgehalte verzeichnen die Bodendrainagen und Moorwasserpegel im August 2009. Dies könnte auf aus der Luft eingetragenes Ammonium hinweisen, da insbesondere während Trockenperioden die atmogene Quelle überwiegt. Die Niederschlagsreihe zeigt deutliche Messwertspitzen bei Ammonium, vereinzelt auch bei Nitrat. Van Breemen et al. (1983, 1987) postulieren NH_4^+ als ein Ion, welches unter bestimmten Bedingungen die Versauerungskapazität des Niederschlags erhöht.

8.2 Die Isotopensignaturen von Wasser und gelösten Bestandteilen

8.2.1 Wasserstoff- und Sauerstoffisotopensignaturen am Wasser

Variationen des Niederschlags

Die stabilen Isotope Wasserstoff - 2 und Sauerstoff - 18 des Wassermoleküls bilden durch den Einfluss von Temperatur und Dampfdruck ein spezifisches Isotopensignal. Der Isotopenwert des Niederschlags stellt damit das Eingangssignal dar. Dieses gelangt durch Infiltration ins Sickerwasser sowie Grundwasser und schließlich in die Fließgewässer.

Die Ergebnisse der Niederschlagsreihe präsentieren beim Plot von $\delta^{18}\text{O}$ gegen $\delta^2\text{H}$ eine LMWL, die nur gering von der GMWL abweicht. Die Beziehung von $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ ist linear. Für $\delta^{18}\text{O}$ variieren die beobachteten Werte zwischen $-16,3\text{‰}$ und $-3,2\text{‰}$, für $\delta^2\text{H}$ zwischen $-121,1$ und $-17,5\text{‰}$ und ergeben im Mittel $-10,0$ bzw. $-68,9\text{‰}$. Für $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ ist eine zeitliche Variation zu deuten, die eng mit der Temperatur korreliert (Abb. 7.4) (vgl. Clark & Fritz 1999). Die Temperaturdifferenzen sind folgerichtig an die Jahreszeiten angelehnt. Ursächlich für die isotopisch leichten Niederschläge von Ende Oktober bis Anfang Mai sind sowohl die Verdunstungstemperatur im Quellgebiet als auch die Lufttemperatur während der Kondensation im Lokalgebiet. Für die Sommermonate ist die Temperaturdifferenz zwischen Quellgebiet und Niederschlagsgebiet geringer. Durch stärkere Evaporation befindet sich mehr Wasserdampf in den Luftmassen (Clark & Fritz 1999, Sharp 2007), was eine Anreicherung der schweren Isotope in der Wolke von Mai bis August 2009 sowie ab Mitte Mai 2010 bis Juli 2010 zur Folge hat. Zwischen den Winter- und Sommerniederschlägen ist in den $\delta^{18}\text{O}$ Werten eine Differenz von $5,6\text{‰}$ zu beobachten. Siegenthaler & Oeschger (1989) berichten ebenfalls einen Unterschied bis über 10‰ in den Schweizer Alpen.

Nach Ingraham (2006) sind die $\delta^{18}\text{O}$ - Variationen neben saisonalen Schwankungen mitunter auf Sturmereignisse zurückzuführen. Einen saisonalen Verlauf zeigen ebenfalls die Wasserisotopenmessungen von Bern. Ferner werden angereicherte Isotopenwerte bei starken Niederschlagsereignissen beobachtet (Schotterer et al. 2000). Auch Ingraham et al. (1991) begründen Variationen der Isotopenzusammensetzung auf Einzugsgebietsebene in erster Linie saisonal, danach folgen Höhenunterschiede und geographische Ursachen. Hingegen wird nach Ingraham (2006) die Ausprägung eines Jahresganges seltener beobachtet.

Variation der Standortwässer

Im $\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$ -Diagramm (Abb. 7.12, 7.13) zeigt sich die Variabilität der Standortwässer. Die Isotopensignaturen der Standortwässer liegen im Wesentlichen auf der LMWL. Dies spricht für überwiegend meteorisches Wasser an den einzelnen Standorten. Standortwässer, die Fluktuationen des Niederschlags nachzeichnen, entsprechen somit einem kurzweiligen Stofftransport (Schneider et al. 2003). Ebenso unterstreichen die Ergebnisse der Clusteranalyse von $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$ die bereits beschriebene saisonale Variabilität des Niederschlags. Durch kurze hydrologische Verweilzeiten bleiben saisonale Variationen des Niederschlags erhalten (Clark & Fritz 1999).

Aus den Ergebnissen in Kap. 7.5.1 zeichnen sich vor allem für die mineralischen Gräben 9 ($s = 0,4 \text{ ‰}$) und 10 ($s = 0,1 \text{ ‰}$) geringe Variationen der $\delta^{18}\text{O}$ - Werte ab (Abb. 7.15 a-b, Kap. 7.5). Die geringen Variationen liegen in einer längeren Verweilzeit der Wässer begründet, in der eine Nivelierung des Wassers stattfinden konnte und sich wetterbedingte Veränderungen nicht übertragen (Soulsby 1999). Die Gräben speisen sich daher in erster Linie aus dem Basisabfluss, der sich aus dem Grundwasserzufluss sowie dem verzögertem Zwischenabfluss zusammensetzt. Der Grundwasserpegel als auch Gräben 8 und 18 variieren mehr ($s = 0,8$ bis $1,3 \text{ ‰}$), zeigen jedoch ein identisches Gangbild. Da diese Schlussfolgerungen ebenso auf die Wilzschmessstellen (1 - 5) sowie die Kranzschmündung (6) übertragbar sind, ist sowohl für die Vorfluter als auch die Gräben 8, 9, 10, 18 der Basisabfluss dominant. Größte Fluktuationen zeichnen sich für die Standorte 7, 12, 13 und 17 ab. Einerseits sind die Variationen saisonal begründbar. Für MP 17 und MP 12 ist die Isotopensignatur nicht alleinig von meteorischem Wasser geprägt, sondern auch mit einer Fraktionierung durch Verdunstung zu erklären. Die vergleichsweise abgeschwächten Variationen der Moorpegel 15 ($s = 0,7 \text{ ‰}$) und 16 ($s = 1 \text{ ‰}$) deuten auf einen stärkeren Anteil des Vorratswasser gegenüber dem Niederschlagswasser hin.

Abweichung des Deuteriumexzesses

Die Messungen an den Standorten 7, 12, 13, 14 und 17 zeigen im Standortvergleich mittels Clusteranalyse deutlich schwerere Isotopenzusammensetzungen. So sind MP 13 und MP 14 Bodendrainagen im Fichtenforst mit einer 35 cm mächtigen Humusauflage an MP 13 und einer 52 cm mächtigen an MP 14. Die Drainagen fangen das Sickerwasser über dem mineralischen Horizont auf. Die $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ Resultate weisen für die Beprobung im Mai, Juni und August 2009 schwache Verdunstungssignaturen auf, die sich im Deuteriumexzess zeigen. Die Fraktionierung durch Verdunstung des Bodenwassers hat nur einen geringen Effekt an den Standorten. Andererseits ist die Verdunstung unter Fichten recht groß (Münch et al. 2008), wiederum hält sich der Nebel lange im Fichtenbestand, so dass sich die Effekte möglicherweise ausgleichen. Während der August 2009 eher als Trockenperiode zu bezeichnen ist, fallen im August 2010 über 180 mm Niederschlag bei rückläufigen mittleren Tagestemperaturen von 10 - 13 °C. Dies erklärt die nicht vorhandene Verdunstungssignatur im August 2010.

MP 7 und MP 17 haben beide mächtige organische Auflagen. Der Moorwasserpegel 17 im Latschenbestand vereint Wässer aus dem gesättigten und ungesättigten Bereich. Die Lage des gesättigten Bereichs unter der Geländeoberfläche variiert im Jahresgang in Abhängigkeit von Niederschlag und Temperatur. Am MP 17 ist am 23.6.2009 und am 25.8.2009 eine Verdunstungssignatur nachweisbar. Der im Vergleich zum Niederschlag geringere Deuteriumexzess beschreibt eine Beeinflussung der Wässer durch Evaporation (vgl. Tab. 7.7). Da die Abweichungen des Deuteriumexzesses nur sehr gering sind, liegt die Eindunstungsgerade sehr steil zur LMWL. Eine Erklärung durch die hohe Luftfeuchtigkeit während der Verdunstung in den Sommermonaten liegt nahe (Clark & Fritz 1999). An Standort 17 ist durch die Wuchsform der Torfmoose eine kapillare Leitfähigkeit möglich. Durch die Kapillarwirkung des Torfes kann Wasser im Moor aufsteigen

(Göttlich 1990). Im Moor gespeichertes Wasser kann somit während Trockenphasen aufwärts kommen und schließlich verdunsten. Die Transpiration ist zudem im Vergleich mit den anderen Moorstandorten im Latschenkiefernbestand weitaus höher (vgl. Münch et al. 2008). Standort sieben liegt hingegen auf der MWL und zeigt damit keine auffällige Verdunstungssignatur. Der Grabenstandort MP 7 ist hydrologisch mit Wässern aus dem Großen Kranichsee verbunden. Niederschlag sowie die veränderte Speisung aus dem Großen Kranichsee führen zu Variationen der Grabenwassermenge. Trotz Austrocknungsphasen des Grabens im Sommer ist eine Fraktionierung durch Verdunstung nicht belegbar. Eine Dominanz des Reservoirs scheint plausibel.

MP 12 sammelt das Einzugsgebietswasser aus einem Fichtenforst. Diese Messstelle vereinigt die isotopenchemische Zusammensetzung mehrerer Komponenten, die des Fichtenforstes, des Grabens bzw. Ablaufs aus dem Fichtenforst und schließlich des Grabenmesspunktes selbst, der durch geringe Fließgeschwindigkeit verstärkt Evaporation ausgesetzt ist. Die Mischung dieser Komponenten ergibt das Isotopensignal von Standort 12. Ein Rückschluss auf höhere Isotopensignaturen aus dem Fichtenforst, wie auch die Bodendrainagen 13 und 14 zeigen, wäre denkbar.

Saisonaler Einfluss

Die homogenen Isotopensignaturen von Wasser- und Sauerstoff in den Wässern der Maibeprobung 2009 unterscheiden sich signifikant von den Nachfolgenden. Dies belegen sowohl der U-Test als auch die Clustereinteilung (vgl. Kap. 7.2.2, Tab. 7.10). Bis auf Standort 12 befinden sich alle Messstellen im gleichen Cluster, für $\delta^2\text{H}$ von -69,1 bis -63,8 ‰ und für $\delta^{18}\text{O}$ von -10 bis -9,5 ‰ (vgl. Kap. 7.2.4.2). Die Novembermessung 2009 kann sich durch isotopisch leichte Messwerte von den anderen Beprobungen signifikant unterscheiden (vgl. Kap. 7.2.2). Die Clusteranalyse teilt den Großteil der Messungen in die leichtesten Cluster, für $\delta^2\text{H}$ von -86,9 bis -71,8 ‰ und für $\delta^{18}\text{O}$ von -12,4 bis -10,5 ‰ (vgl. Kap. 7.2.4.2). Der Niederschlagsreihe entsprechend lassen sich die niedrigsten Werte aus der Winterperiode ableiten. Hingegen sind für den Zeitraum Mai bis August 2009 sowie März bis Juli 2010 isotopisch schwere Signaturen abzulesen. Die Niederschlagsmessungen im Oktober/Anfang November lagen bei -13,7 und -16,3 ‰ für $\delta^{18}\text{O}$ und -95,4 und 121,1 ‰ für $\delta^2\text{H}$. Die Standortmessungen reflektieren folglich die leichten Winterniederschläge, dies ist ebenfalls durch das $\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$ - Diagramm (Abb. 7.12) belegt. Ausnahmen sind MP14 und MP17 mit isotopisch schweren $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ - Werten im November 2009 und entsprechender Clusterzuordnung. Für die anderen Messkampagnen belegt die Clusteranalyse eine sehr differenzierte Isotopenzusammensetzung der Standorte (vgl. Kap. 7.2.4.2). Da die Prägung des Niederschlags auf die Standortwässer sehr dominant ist, sind die Differenzierungen der Standorte zu den einzelnen Messkampagnen auf die unterschiedliche Verweilzeit der Niederschlagswässer zurückzuführen.

^2H und ^{18}O als Tracer

Die Klassifizierungskarte am 25.08.2009 (Abb. 7.14) erlaubt hinsichtlich der Isotopenzusammensetzung von ^2H und ^{18}O eine Ableitung der Fließwege des Wassers. Die höchsten Signaturen zeigen einige moorgeprägte Standorte 7 und 17 sowie die Bodendrainagen 13 und 14. Während sich zwischen dem Quellstandort im Kiebickenmoor 5 und der stromabwärts gelegenen Vorflutermessstelle 4 keine Veränderung der isotopischen Signatur ergibt, findet am Vorfluterstandort drei eine Abreicherung der Isotope ^2H und ^{18}O am Wasser statt. Die in den Vorfluter entwässernde Torfstichrille (18) weist ebenfalls diese Tendenz auf und trägt dem Anschein nach zu der Mischung an Standort drei bei. Für Kranichschstandort 6 gilt Gleiches. Die leichteren Isotopenwerte lassen auf eine Dominanz des Basisabflusses schließen, wie sie ebenfalls am Finalpegel (1) zu beobachten sind. Gleichmaßen weisen sowohl die Gräben 8 - 10 als auch das

Grundwasser diese Signatur auf. Dies lässt für den 25.08.2009 zunächst den Schluss zu, dass während der Trockenperiode, der Basisabfluss im Vorfluter von größter Bedeutung ist, während der Direktabfluss, der in Mooren überwiegt (Münch et al. 2008), ohne Einfluss ist.

8.2.2 ^{13}C am DIC

Die Auswertung der Niederschlagsreihe ergibt für $\delta^{13}\text{C}$ am anorganischen Kohlenstoff einen mittleren Wert von $-12,6\text{‰}$ bei einem Variationsbereich von $-17,5$ bis $-3,4\text{‰}$. Ein saisonaler Verlauf ist aus den Ergebnissen nicht ableitbar.

Die atmosphärische CO_2 Zusammensetzung liegt nach Sharp (2007) bei einem $\delta^{13}\text{C}$ - Wert zwischen -7 bis -8‰ (PDB). Górka et al. (2011) geben in einem südwestpolnischen Stadtgebiet eine Spannbreite der $\delta^{13}\text{C}_{\text{CO}_2}$ - Werte von $-14,4$ bis $-8,4\text{‰}$ an. Für $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ weisen Górka et al. (2011) einen Messbereich von $-22,4$ bis $0,2\text{‰}$ aus. Die angereicherten $\delta^{13}\text{C}_{\text{CO}_2}$ - Werte von Górka et al. (2011) sind dem anthropogen belasteten Einzugsgebiet geschuldet. In Annahme der Abhängigkeit des DIC - Wertes im Niederschlag vom atmosphärischen CO_2 resultieren die angereicherten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte des Untersuchungsgebietes aus der Dominanz des atmosphärischen CO_2 . Die isotopisch leichten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte im Untersuchungsgebiet sind daher durch eine weitere CO_2 - Quelle bedingt, in der DIC gebildet wurde. Eine Zuführung von lokal leichtem $\delta^{13}\text{C}$ wäre mitunter denkbar. Der lokale $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Wert im Niederschlag lässt sich eventuell auch durch die Respiration der Pflanzen und Bodenbakterien und der damit verbundenen Zuführung von CO_2 und CH_4 in die Atmosphäre begründen. Clymo & Bryant (2008) folgern ebenso aus ihren Untersuchungen in einem schottischen Moor, dass die durch chemische Verwitterung gebildeten Gase (CO_2 und CH_4) wieder an die Atmosphäre abgegeben werden. So führt die Oxidation von Methan zu einer Abreicherung von $\delta^{13}\text{C}$, welches somit in die Atmosphäre gelangt (Stevens & Rust 1982). Da Feuchtgebiete als große Methanproduzenten im anoxischen Bereich gelten, sind sie für eine hohe Emissionsrate von Methan verantwortlich. Dieses wird größtenteils bereits oxidiert, bevor es sich mit dem atmosphärischen CO_2 mischt (Alvarado et al. 2005). Dies trifft natürlich in erster Linie auf flächenmäßig ausgedehnte Feuchtgebiete zu. Trotz allem könnte ein abgeschwächter Effekt der Methanoxidation die negativen $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte im Niederschlag im Untersuchungsgebiet erklären. Zumindest ist ein durch biologische Aktivität hervorgerufener Einfluss nicht auszuschließen.

Die Verbrennung fossiler Brennstoffe beeinflusst ebenso den ^{13}C - Wert. Die Differenzen des $\delta^{13}\text{C}_{\text{CO}_2}$ - Wertes bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe liegen zwischen $-40,5\text{‰}$ (Erdgasfeuerung) und $-24,6\text{‰}$ (Kohlefeuerung) (Widory & Javoy 2003). So ist diese in Deutschland seit den 90er Jahren stark zurückgegangen. Hingegen kommen aus dem angrenzenden Tschechien in Abhängigkeit von der Windrichtung Einträge aus dem Kohlekraftwerk Tisová nahe Sokolov (Abraham et al. 2003).

Die Messstellen

Im Einzugsgebiet der Wilzsch sind $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte im Variationsbereich von $-26,1$ bis $-6,1\text{‰}$ messbar (Abb. 8.2). Die Mehrheit der Wasserproben nimmt einen $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Wert zwischen -24 und -21‰ an. Die hetero-

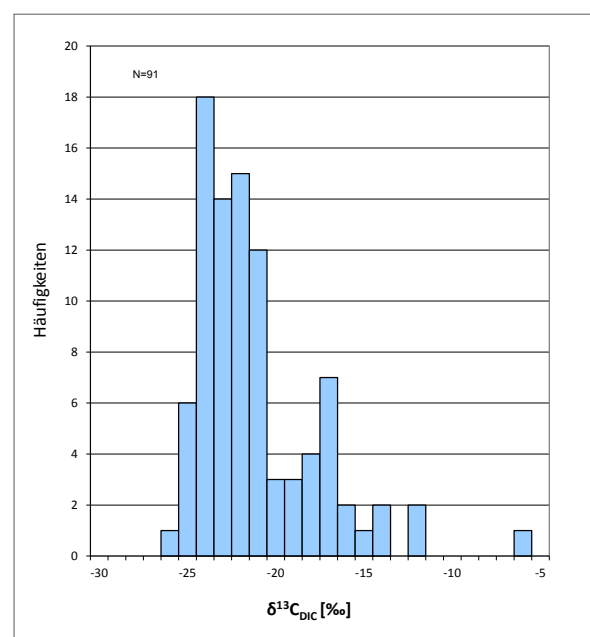


Abb. 8.2: Häufigkeitsverteilung der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte aller Beprobungspunkte im Einzugsgebiet der Wilzsch

gene Verteilung der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte lässt auf mehrere DIC - Quellen schließen (Abb. 8.2). Für die verschiedenen Beprobungskampagnen können zwischen der Augustmessung 2010 saisonale Unterschiede zu der August- und Novembermessung im Vorjahr signifikant nachgewiesen werden (vgl. A2-7).

Die Fließgewässer

DIC in der Wilzsch ist mit -21,6 ‰ im Mittel deutlich an ^{13}C abgereichert. Geringste Variabilitäten zwischen den Messwerten des Vorfluters Wilzsch zeigen sich am 11.05./ 23.06. (-23,1 bis -20,9 ‰) und am 03.11.2009 (-22,5 bis -20,9 ‰). Am stärksten differieren die Isotopenzusammensetzungen hingegen im August 2010 (-26,1 bis -16,1 ‰). Der Finalpegel der Wilzsch nimmt einen vergleichsweise hohen $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Wert an (-16,7 ‰ bei pH 4,2, 8/2010). Auf ähnlichem Niveau bewegen sich die Messstellen 3 (Wilzsch), 6 (Kranzsch), 17 (Moor) sowie die der mineralischen Gräben 8 - 11. Die Clusteranalyse bestätigt ebenfalls diese gemeinsame Zuordnung. Zur Vorjahresmessung im August hat der Finalpegel hingegen einen Wert von -20 ‰ im pH - Bereich von 5,2. Im Standortvergleich zeigen ebenso die Moorpegel 15 - 17 und MP 5 (Quellbereich im Kiebickenmoor) angereicherte ^{13}C - Werte bei pH-Werten bis 4,1. Die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Messwerte des Finalpegels am 14.08.2010 liegen in einem Bereich der auf einen karbonatischen Einfluss hinweist. Die

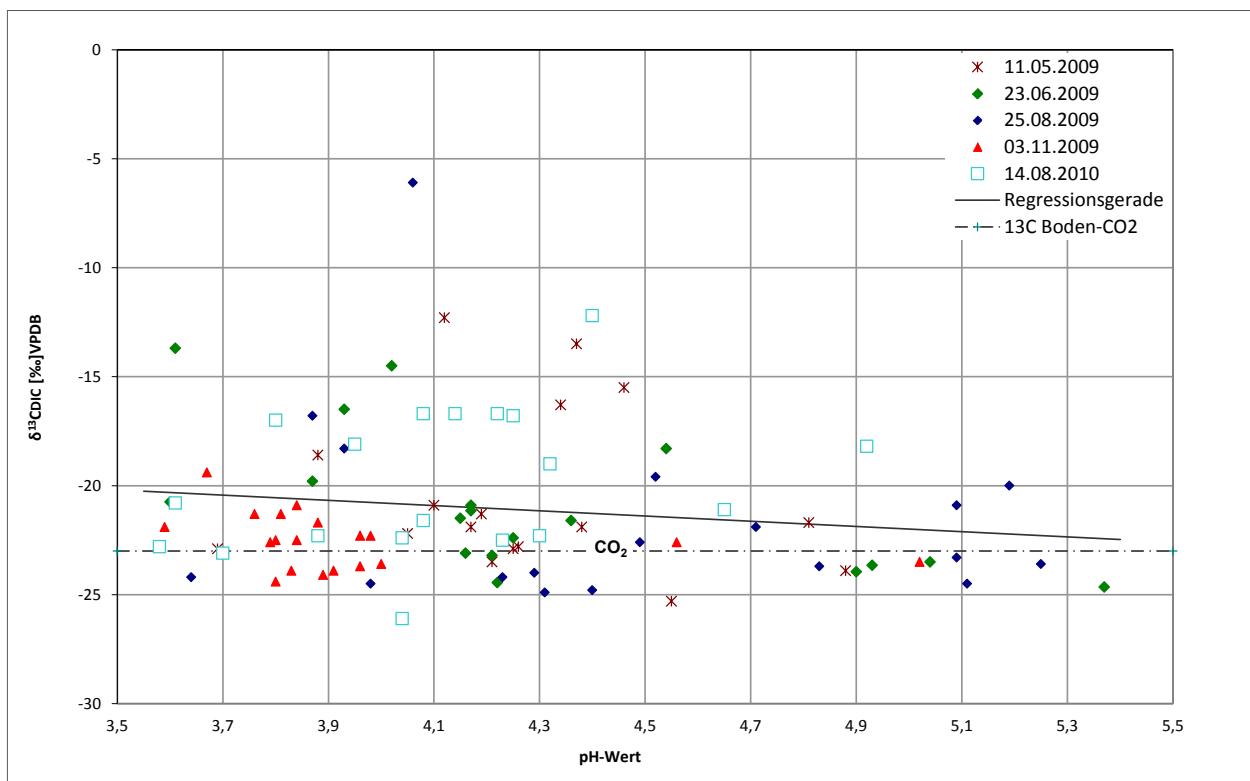


Abb. 8.3: Die Zusammensetzung von ^{13}C am DIC in Abhängigkeit vom pH - Wert. Die geringen pH - Werte der Standortwässer bewirken eine Dominanz an H_2CO_3 des DIC, der Anteil an HCO_3^- ist gering. Boden- CO_2 , aus der Oxidation organischen Kohlenstoffs, weist etwa einen ^{13}C - Wert von -23 ‰ auf. (Clark & Fritz 1999).

unterschiedlichen Gleichgewichtsfractionierungen des Kohlenstoffs veranschaulichen Clark & Fritz (1999). Die geringen pH-Werte im Einzugsgebiet (3,8 MP 17 bis 4,9 MP 10) führen jedoch zu einem sehr geringen Anteil von HCO_3^- im Einzugsgebiet (Abb. 8.3). Bei pH-Werten kleiner 4,3 ist das Hydrogenkarbonat vollständig in $\text{CO}_{2\text{aq}}$ überführt (Stumm & Morgan 1981). Daher ist ein karbonatischer Einfluss auszuschließen. Dies unterstreichen die Messungen des m - Wertes am 14.08.2010 (vgl. A1-12). Einzig die Standorte 10 (0,3 mmol/l, pH 4,9) und 15 (0,1 mmol/l, pH 4,4) zeigen HCO_3^- - Ionen im Wasser.

Letztlich sprechen die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte im Vorfluter der Wilzsch für ein karbonatarmes Einzugsgebiet. Sharp (2007) erklärt karbonatarme Flusseinzugsgebiete bei einem $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Wert um -20 ‰. Die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte als

auch die schwach bis stark sauren Wässer der Wilzsch weit unter 6,4 pH - Einheiten weisen auf H_2CO_3 als Hauptkomponente des DIC hin (Clark & Fritz 1999). H_2CO_3 (Eq.) ist die Summe aus $\text{CO}_{2\text{aq}}$ und der eigentlichen Kohlensäure (H_2CO_3) (Amiotte - Suchet et al. 1999). Stumm & Morgan (1981) vermuten, dass die Konzentration von im Wasser gelösten CO_2 und H_2CO_3 nahezu identisch sind.

Die Messergebnisse der mineralischen Gräben zeigen im Vergleich zum Wilzschvorfluter überwiegend abgereicherte $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte (Ausnahme 14.08.2010). Hingegen gibt es keinen Unterschied zum Grundwasser (vgl. A2-4). Für beide Standortgruppen ergibt sich ein ähnliches Bild der isotopischen Zusammensetzung von $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ im Bereich von -23 bis -24 ‰. Die Torfstichrülle 18 ist ebenfalls hinsichtlich des $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Wertes den mineralischen Gräben zuzuordnen. Der Finalpegel weist zu den mineralischen Gräben und dem Grundwasser einen signifikanten Unterschied auf. Insgesamt lässt dies vermuten, dass die benannten Gräben dominant vom Basisabfluss geprägt werden. Am Finalpegel mischen sich die Isotopensignale der Teilgebiete und geben einen leicht angereicherten Isotopenwert zurück. Über die ersten vier Beprobungen verzeichnen die mineralischen Gräben Werte zwischen -21,9 und -25,3 ‰. Graben acht bildet mit -18,3 ‰ am 23.06.2009 eine Ausnahme. Die Drainage 13 nahe Graben 8, beide nördlich der Wilzsch gelegen, unterscheidet sich um nur -1,5 ‰. Am 25.8 und 3.11.2009 belegen beide Standorte im Teileinzugsgebiet gleiche $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte (-23,7 bis -24,4 ‰), die im Bereich von Boden - CO_2 und C3 Pflanzen liegen. Das mikrobiell respirierte CO_2 hat nahezu den gleichen $\delta^{13}\text{C}$ - Wert, wie die Vegetation (Clark & Fritz 1999). Das Fließwasser der Kranizsch zeigt für den Quellbereich (MP 7) abgereicherte $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte (-22,5 ‰). Der stromabwärts gelegene Standort 6 erfährt eine Anreicherung um 3 ‰ im Mittel. Abflussbahnen der Großen Säure, wie unter anderem Drainagegräben und Stromlinien sowie der östlich gelegene Fichtenforst, bilden das Reservoir der Kranizsch. Eine Anreicherung von $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ wäre durch das Zuflusswasser möglich. Eine eindeutige Unterscheidung der Isotopenzusammensetzung im Auslauf des Großen Kranichsees (MP 7: -22,5 ‰) von dem des Kiebickenmoores (MP 5: -21,8 ‰) ist durch die Mittelwertbetrachtung nicht möglich. Die Spannbreite ist jedoch während beider Augustmessungen sehr hoch, auch die Differenz zum Mittel. Dies legt die starke Einflussnahme ökologischer Parameter der Standorte nahe. Die Augustmessungen könnten nicht unterschiedlicher hinsichtlich wetterbedingten Einflussfaktoren sein.

Einzig das Grundwasser lässt sich signifikant abgrenzen (vgl. A2-4).

Die Moorwasserpegel

Die Moorwasserpegel haben bis auf den 03.11.2009 eine sehr große Schwankungsbreite. Für das Moorgebiet der Großen Säure kann von angereicherten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werten im Sommer ausgegangen werden, die im Durchschnitt bei -15,3 ‰ liegen. Die Novembermessung ergibt abgereicherte $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte von -22,0 ‰ im Mittel. Für die ersten drei Beprobungen sind vergleichsweise angereicherte $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte zwischen -6,1 ‰ und -18,6 ‰ messbar, die eine Abgrenzung zu anderen Standorten erlauben. Eine Korrelation zwischen den Moorpegeln ist jedoch nicht gegeben (vgl. A2-19). Dies lässt auf unterschiedliche Fraktionierungsprozesse schließen, die durch die ungleichen Standorteigenschaften gegeben sind. Am 3.11.2009 kann für alle Moorwasserpegel eine Abreicherung von $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ beobachtet werden (-19,4 bis -23,9 ‰). Geringe Temperaturen, Schnee und damit geringere Respirationsraten verursachen im Winter geringere $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte (Amiotte - Suchet et al. 1999). Dieser saisonale Effekt kann ursächlich für die Unterschiede zwischen den Beprobungen sein. Im Sommer ist die Anreicherung von ^{13}C stärker. In den Untersuchungen von Amiotte - Suchet et al. (1999) ist dieser Trend ebenso für die Quellstandorte feststellbar. In diesem Kontext beobachten Amiotte - Suchet et al. (1999) zwischen H_2CO_3 und atmosphärischem CO_2 einen schnelleren Austausch als mit HCO_3^- . Cerling et al. (1991) sowie Davidson (1995) ziehen in diesem Zusammenhang zudem eine stärkere Diffusion von CO_2 in die Bodenporen (bis zu 4,4 ‰) in Betracht.

Dies erklärt auch die vielfachen Unterschiede der Moorstandorte zu den anderen Gruppen. So lassen sich signifikante Unterschiede zur Wilzsch, den mineralischen Gräben, den Bodendrainagen und zum Grundwasser belegen (vgl. A2-4). Die Entwässerung des Ostflügels in die Kranizsch erklärt die Gemeinsamkeiten zwischen Kranizsch und den Moorpegeln und damit die fehlende signifikante Abweichung.

Die Bodendrainage 13 und der Moorwasserpegel 17 bringen durch das Bestimmtheitsmaß $r^2 = 1$ ähnliche Milieubedingungen zum Ausdruck, die deren C - Pool beeinflussen. MP 13 liegt nahe der Wilzsch in einem permanent vernässten Bereich mit einer 35 cm mächtigen organischen Auflage aus Fichtenbestandsabfall. Der Moorpegel 17 befindet sich im bis zu 300 cm mächtigen Moorkern (Edom 2005), mit einem Grundwasserstand (10 - 20 cm unter GOF) nahe der Geländeoberfläche. Das organische Material wird durch Latschenkiefern, Heidelbeere und Sphagnum gebildet (Edom 2005). Aerobe Bedingungen existieren nur in den oberen Zentimetern. Dies spiegelt gleichzeitig die geringe Vererdungsschicht von bis zu 10 cm wider (Krüger et al. 2009). Die Bodendrainage (-20,7 ‰ im Mittel) ist gegenüber MP 17 (-17,6 ‰ im Mittel) ausnahmslos an $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ abgereichert. Während der Augustmessungen ergeben die Messungen an MP 13 gegenüber MP 17 eine Abreicherung zwischen 5,3 - 5,7 ‰. Die Unterschiede der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte können möglicherweise mit der ungleichen isotopischen Zusammensetzung des organischen Materials begründet werden. So läuft die Zersetzung von Sphagnumstreu wesentlich langsamer ab als die von Gefäßpflanzen (Bragazza & Iacumin 2009). Die Torfzusammensetzung an Standort 17 unterhalb 35 cm Tiefe besteht aus Torfmoosen und Wollgras. Nur in den oberen 35 cm sind Gehölzreste der Kiefer und Fichte zu finden (Edom et al. 2009). Auch kann bei steigender Temperatur eine Abnahme der ^{13}C - Häufigkeit des respirierten Boden - CO_2 , parallel mit einer ^{13}C - Anreicherung der residualen Streu beobachtet werden (Bragazza & Iacumin 2009). Die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte der Bodendrainage befinden sich im Bereich des ^{13}C - Signals des Bodenkohlendioxids. Dieses ändert sich auch beim vertikalen Transport durch Diffusion der gelösten Gase schon ab 25 cm Tiefe nicht mehr. Der Wert bleibt konstant bei etwa -22,5 bis -23 ‰ (Clymo & Bryant 2008, Cerling & Quade 1993). Zudem kann für auf granitischem Ausgangsmaterial gewachsene Vegetation eine Anreicherung vermutet werden (vgl. Drigo et al. 2008). Auch sind die Sammeltechniken beider Standorte zu unterscheiden. Standort 17 vereint Mischwasser über einen Meter Tiefe, während die Drainage das Sickerwasser des Auflagehorizontes sammelt. Eine Anreicherung von $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ an Standort 17, mitunter infolge Zunahme mikrobieller Prozesse, kann nicht ausgeschlossen werden.

Die Ergebnisse der Clusteranalyse zeigen einen auffallenden Unterschied der Torfstichrülle (18) zu den Moorwasserpegeln 15 bis 17. Die Clusterung ergibt nur für den 14.08.2010 eine gemeinsame Zuordnung der Torfstichrülle mit den Moorpegeln. Die Drainagen im Ostflügel und die Trennung des Moores durch die Schneisenrinne schneiden die Torfstichrülle hydrologisch von den im Ostflügel gelegenen Pegeln 15 und 16 ab. Die Ergebnisse der Clusteranalyse schließen aber auch entscheidenden entwässerungsbedingten Einfluss des Westflügels (Pegel 17) aus. Vielmehr erlauben die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Ergebnisse einen Vergleich der Torfstichrülle mit den mineralischen Gräben 8 - 10 (vgl. Tab. 7.12). Daraus ergibt sich für die Speisung der Torfstichrülle vorrangig ein dominanter Zufluss aus dem Grundwasser.

Das Grundwasser

Die Beobachtungen am Grundwasserpegel zeigen $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte zwischen -22,5 und -24,7 ‰. Die Messungen im November 2009 und August 2010 belegen leicht angereicherte Werte (-22,5 bis -23,6 ‰), bei zugleich niedrigeren pH-Werten (4,0 - 4,2). Während der Juni- und Augustbeprobung ist bei höheren pH-Werten (5,1 - 5,4) mehr DIC im System und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ daher geringer. Aus dem U-Test (vgl. A2-4) geht keine Unterscheidung des Grundwasser C - Pools von den mineralischen Gräben und den Bodendrainagen hervor. So könnte mitunter das Bodensickerwasser, welches im mineralischen Fichtenbestand einen nicht unwesentlichen Beitrag zum Basisabfluss leistet, ein Reservoir für die naheliegenden Gräben sein.

Die abgereicherten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte im Grundwasser sind offenbar eine Kombination von DIC aus dem Bodensickerwasser und aus anaeroben Zersetzungsprozessen. Auch die anaerobe Methanoxidation, die an die Reduktion von Sulfat geknüpft ist, stellt einen möglichen Prozess im Grundwasser dar (Alvarado et al. 2005).

Einflüsse auf ^{13}C

Im Ganzen sind die Standorte am 3.11.2009 mit -19,4 bis -24,4 ‰ durch einen Promillebereich mit geringer Variation charakterisiert. Die Witterungsverhältnisse vor der Beprobung und zu dieser selbst, scheinen maßgeblich für die homogenen Wasserproben zu sein. Zwei Wochen vor den Probenahmen lagen bereits 37 cm Schnee, der nach einer wärmeren Phase zur Beprobung bereits wieder geschmolzen war und folglich viel Wasser im System bewirkte. Der Niederschlag bzw. Schnee als DIC - Quelle wäre eine zusätzliche Möglichkeit. Jedoch ergibt der Summenwert zur Beprobung einen $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Wert von -8,1 ‰ und für die vorige Mischprobe -11,3 ‰ im Niederschlag. Nach Kendall (1993) sowie Cerling & Quade (1993) gewinnt die atmosphärische DIC - Quelle in dieser Jahreszeit an Einfluss, da die Infiltration vom Runoff im Winter und Frühling bedeutender sind. Bodenatmung sowie Photosyntheserate sind während der kalten Jahreszeit niedrig, folglich entsteht weniger CO_2 .

Zieht man die isotopenchemische Zusammensetzung von $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ der Niederschlagsreihe vergleichend heran, so ist bis auf den 11.05.2009 kein verstärkter Einfluss ableitbar. Am 11.05.2009 sind im Niederschlag -16,1 ‰ nachweisbar. Die Moorpegel, Kranzschmesspunkt 6 sowie die Bodendrainage 13 belegen ebenfalls Ergebnisse in diesem Bereich. Kendall (1993) sowie Cerling & Quade (1993) führen die oberflächennahe CO_2 Konzentration in Zusammenhang mit der atmosphärischen CO_2 Zusammensetzung an. Die Bodendrainagen liegen zu tief, als dass ein oberflächennaher Einfluss zutreffen könnte. Vom oberflächennahen Einfluss kann nur innerhalb der ersten 5 cm gesprochen werden (Cerling & Quade 1993). Zudem ist der gesamte atmosphärische DIC Input um einiges bedeutender als jener, welcher mit dem Niederschlag eingetragen wird. Der direkte isotopische Austausch durch den Niederschlag auf das Boden DIC ist relativ gering (Kendall 1993).

Zwischenfazit

Insgesamt liegt der Großteil der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Ergebnisse unter -21 ‰. Dies könnte für den Austausch aquatischen CO_2 mit atmosphärischen CO_2 sprechen (Amiotte - Suchet 1999), welcher durch Mischung mit Boden - CO_2 und der Streu von C3 - Pflanzen abgereicherte Isotopensignaturen bildet. Die vergleichsweise abgereicherten Werte einiger Standortwässer entsprechen der isotopischen Zusammensetzung von Boden - CO_2 ($_{\text{aq}}$ -24,1 ‰, $_{\text{g}}$ -23,0 ‰) sowie C3 - Pflanzen (vgl. Clark & Fritz 1999). Vogel (1993) engt den Bereich für C3 - Pflanzen auf -24 bis -30 ‰ ein und Spiker (1981) sogar auf -25 bis -30 ‰. Die isotopische Zusammensetzung des DIC im Boden wird dabei durch Respiration entstehendes CO_2 bestimmt, welches vorwiegend das Isotopensignal der Vegetation trägt (Cerling & Quade 1993, O'Leary 1981, Clark & Fritz 1999).

Der Finalpegel der Wilzsch nimmt überwiegend Werte im Häufigkeitsmaximum an. Deutlich höher liegen diese während beider Beprobungen im August. Da die DIC - Werte über alle Beprobungen gleichbleibend gering sind, stellen die Augustbeprobungen ein deutliches Anzeichen für atmosphärisches CO_2 dar. Im Frühjahr und Herbst sind die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte hingegen leicht angereichert. In dieser Zeit sollte jedoch die atmosphärische DIC - Quelle aufgrund geringer Bodenaktivität an Bedeutung gewinnen (Cerling & Quade 1993). Mehr Wasser im System bewirkt vielleicht, einen stärkeren Austrag des aus mikrobiellen Umsetzungen stammendem CO_2 , auch wenn die biologische Tätigkeit herabgesetzt ist. Die Variabilität am Finalpegel unterliegt einerseits den mikrobiellen Umsetzungsprozessen aus der ungesättigten Zone als auch

der atmosphärischen DIC - Quelle. Der Austrag von ^{13}C aus der Bodenzone über das Grundwasser, erfolgt in Abhängigkeit von der Grundwasserfließdynamik, die sich maßgeblich auf die Variabilität im Vorfluter auswirkt. Die Stärke des Einflusses beider Quellen variiert im Jahresverlauf.

Hinsichtlich der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte lässt sich keine direkte Verbindung zwischen den Moorwasserpegeln und dem Finalpegel der Wilzsch ableiten. Im Vergleich abgereicherte Isotopensignaturen bestehen während der Trockenperiode im August 2009. Fehlende Niederschläge ermöglichen keine Verteilung der Moorwässer, da diese vom Direktabfluss dominiert sind. Daher lässt sich eher ein stärkerer Einfluss des atmosphärischen CO_2 vermuten. Insgesamt zeigt die Mischsignatur am Finalpegel eine dominante Prägung durch die obere Wilzsch. Verdünnungseffekte auf der Fließstrecke sind sehr wahrscheinlich. Die Ergebnisse belegen weiterhin eine Differenzierung der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte in zwei ungleiche DIC - Quellen.

8.2.3 ^{13}C am DOC

Die Analytik von $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ ergab für die drei Beprobungskampagnen Werte im Mittel von -30,4 bis -25,2 ‰. Die Schwankungsbreite für $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ reicht von -33,8 bis -20,4 ‰. Dabei ergibt die Messung am 03.11.2009 die höchsten Werte. Die biologische Aktivität kann durchaus ein Einflussfaktor für die saisonalen Unterschiede darstellen. So können erhöhte $\delta^{13}\text{C}$ - Werte mit verminderten biologischen Abbauprozessen von ^{13}C - angereicherten Stoffen im November in Verbindung gebracht werden. Insgesamt liegen die Ergebnisse im Promillebereich, der besonders typisch für C3 - Pflanzen ist (Wang et al. 2006, Deines 1980). Die Werte sind mit dem organischen Material des Bodenpools sowie Humin- und Fulvinsäuren vergleichbar (Deines 1980, Wassenaar et al. 1990).

Die Mittelwertsunterschiede zeigen eine deutliche Trennung der Wilzschstandorte 1 bis 4 vom Quellmespunkt 5, die bereits in der DOC - Analytik herausgestellt wurde. Während die Wilzschstandorte 1 - 4 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Werte von -27,9 bis -27,6 ‰ annehmen, können für den Standort 5 abgereicherte $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Werte von -29,2 ‰ ermittelt werden. Damit sind die Ergebnisse der Fließgewässer vergleichbar mit den Ergebnissen von Amiotte-Suchet et al. (2007), die eine Spannbreite von -29,3 bis -27,3 ‰ haben. Für das Fließgewässer der Kranizsch ist für den Quellstandort 7 ein $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Wert von -30,0 ‰ feststellbar. Auch in der Kranizsch findet eine Anreicherung an $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - auf -28,9 ‰ (MP 6) statt. Da die Quellstandorte 5 und 7 durch das Kiebickenmoor bzw. den Kranichsee gespeist werden, ist der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Wert ein Ergebnis des Streuabbaus und dieser bringt die abgereicherten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Werte an den Quellstandorten zum Ausdruck. Im Verlauf des Fließweges findet eine Verdünnung des DOC - Gehaltes statt. So lässt sich ebenfalls vermuten, dass das $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Signal der Quellstandorte mit zunehmender Entfernung abgeschwächt wird.

Ebenso gruppieren sich die Standorte 5 und 7 sowie 15 bis 17 in einem Promillebereich von -30,0 bis -28,9 ‰. Die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Werte der Torfstichrülle (18) sind hingegen um 2,8 ‰ angereichert. So zeigt sich, wie bereits bei DOC, eine Differenzierung der Torfstichrülle von den Moorwasserpegeln in der Großen Säure. Die Gruppierung der Moorwasserpegel der Großen Säure sowie der Quellstandorte 5 und 7 lässt sich wiederum mit der Herkunft der Streu in Verbindung bringen. Sowohl Ludwig et al. (2000) als auch Hongve (1999) bringen eine Abhängigkeit der DOC - Produktion von der Streu zum Ausdruck.

In der Bodendrainage 13 und der Grundwassermessstelle 19 sind mit -30,4 ‰ die geringsten Werte messbar. Die Vegetationsbestände von Standort 13 und 19 sind mitunter vergleichbar. Fichtenjungwuchs, sowie ein aufgelichteter Fichtenbestand, bilden die Vegetation. Der Bestandsabfall bietet für die DOC - Produktion beider Standorte gleiche Ausgangsbedingungen. Die Verschiedenheiten im Mikrorelief haben Auswirkungen auf die Sonneneinstrahlung sowie das Abflussverhalten. Während die Bodendrainage an einem 8 - 10° geneigten südwestexponierten Hang eingebaut ist, liegt die Grundwasserstelle in einer Delle. Die

organischen Auflagehorizonte von 35 bzw. 27 cm (13/19) Mächtigkeit bilden die Schlüsselquelle für die DOC - Produktion. Ludwig et al. (2000) messen in einem O - Horizont unter Fichtenbestand von insgesamt nur 7 cm Mächtigkeit einen $\delta^{13}\text{C}$ - Wert von -28 ‰ am DOC. Da die Bodendrainage direkt unterhalb des organischen Auflagehorizontes liegt, vereint der Sammler überwiegend lokal produziertes DOC. Die Grundwassermessstelle hingegen ist erst in einer Tiefe von 55 cm verfiltert. Das Sickerwasser erfährt mit der Bodenpassage eine Änderung der DOC - Zusammensetzung. Jedoch zeigen beide Standorte vergleichbare Werte. Das Grundwasser reflektiert somit die Zusammensetzung des lokalen terrestrischen organischen Materials (Wang et al. 2006) dieses Teileinzugsgebietes. Dieser Zusammenhang lässt sich mittels Korrelationskoeffizienten (A2-19) nicht signifikant bestätigen. Infiltrations- und Verweilzeiten des Wassers in die Aquifere könnten die fehlende Korrelation erklären. Nach Studien von Ludwig et al. (2000) findet zudem eine ^{13}C - Abreicherung am DOC mit zunehmender Tiefe durch vorrangigen Abbau und Adsorption ^{13}C angereicherter Stoffe statt, die eine weitere mögliche Erklärung für die abgereicherten Grundwasserwerte darstellt.

8.2.4 ^{34}S und ^{18}O am Sulfat

Isotopenzusammensetzung des Eintragssulfats

Die atmosphärischen Sulfatquellen des Carlsfelder Untersuchungsgebietes liegen vorrangig in der Verbrennung fossiler Braunkohlen, die sowohl häuslichen als auch industriellen Ursprungs (z.B. Kohlekraftwerk Tisová) sind. Die Niederschlagsanalytik an der Station Talsperre Carlsfeld erbrachte im Oktober 2009 für $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ 4,8 ‰ und für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ 1,5 ‰ am atmosphärischen Sulfat. Aufgrund geringer Sulfateinträge im Einzugsgebiet ist eine aussagekräftige Auflösung der Isotopengehalte des Niederschlagsulfats nicht gegeben. Daher werden unterstützend Vergleichsmessungen herangezogen.

Nowák et al. (2000) geben in zwei tschechischen Standorten im Erzgebirge $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ - Werte im Freilandniederschlag von 3,4 bis 11,1 ‰ - mit einem Mittel von 7,0 bzw. 7,9 ‰ an. Saisonale Schwankungen sind im Freiland stärker als im Fichtenbestand. Die Werte im Fichtenbestand sind niedriger und variieren zwischen 2,0 und 9,2 ‰, mit einem Mittel von 5,5 bzw. 5,9 ‰. Messungen von $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ (n=3) im Fichtenbestand ergeben Werte zwischen 6,4 und 8,7 ‰. Knief (1998) ermittelt für den mitteldeutschen Standort Bad Lauchstädt einen mittleren $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ - Wert von 3,1 ‰. Dabei werden Maximalwerte von 7,1 ‰ bestimmt. Durka et al. (1999) stellen im Fichtelgebirge $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ - Werte von 3,7 bis 4,5 ‰ fest. Unter Berücksichtigung der Einzelmessung ließe sich unser $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ - Ergebnis durchaus mit dem Erzgebirge, dem Fichtelgebirge als auch dem Bad Lauchstädter Raum vergleichen. Im Hubbard Brook Forest sind für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ Spannbreiten von 5,3 bis 10,7 ‰ im Herbst und 2,2 bis 9,8 ‰ im Winter ermittelt worden (Miles 2007).

Experimentelle Untersuchungen von Holt et al. (1981) zeigen einen $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Wert von 5 ‰ bei einem $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ - Wert des Niederschlags von -9 ‰ im Mittel. Die Korrelation von ^{18}O im Niederschlag und ^{18}O des entstehenden Sulfats ist in der Aufnahme von SO_2 in Wassertropfen sowie deren anschließender wässriger Oxidation begründet (Schmid & Thöni 1990). Der abgereicherte Isotopenwert für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ kann möglicherweise saisonal erklärt werden. Steigende Temperaturen und die Tendenz zu basischeren Niederschlägen beschleunigen die Aufnahme von SO_2 . So sind in den Wintermonaten vergleichsweise abgereicherte $\delta^{18}\text{O}$ - Werte am Sulfat zu erwarten, die somit den $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Wert von 1,5 ‰ im Untersuchungsgebiet erklären könnten (Schmid & Thöni 1990, Miles 2007).

Um die atmosphärische Schwefeldeposition als Sulfatquelle zu charakterisieren, müssen die isotopischen Bereiche der anthropogenen Einträge abgesteckt werden. Im Untersuchungsgebiet liegt nur die Einzelmessung im Oktober 2009 von 4,8 ‰ / 1,5 ‰ für $\delta^{34}\text{S}$ / $\delta^{18}\text{O}$ vor. So muss auf Isotopendaten anderer

Gebiete zurückgegriffen werden. Für das Hubbard Brook Gebiet werden für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ im Mittel 8,0 ‰ (Jahr) und 6,3 ‰ (Winter) mit einer Spannweite von 2,2 bis 11,1 ‰ angegeben (Miles 2007). Knöller et al. (2005) untersuchten Schwefeldepositionen im Raum Falkenberg, Leipzig und Melpitz, die sich im Ergebnis isotopisch nur gering unterscheiden. Die atmosphärische Schwefeldeposition (Nassdeposition) für Leipzig ergibt von 1999 - 2001 einen $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ - Wert von 4,0 ‰ und für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ von 13,2 ‰ im Mittel mit Spannweiten von -1 bis 8 ‰ für $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ und 5 bis 18 ‰ für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$. Der atmosphärische Quelleintrag wird unter Einbeziehung eigener Daten sowie Literaturdaten für einen Bereich von -1 bis 8 ‰ für $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ und 1 bis 7 ‰ für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ angenommen.

Isotopenzusammensetzung der Standortwässer

An den untersuchten Standorten wird für $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ eine Schwankungsbreite von -0,5 bis 8,2 ‰ ermittelt, wobei das Häufigkeitsmaximum bei 5 ‰ und für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ bei Werten von -0,5 bis 7,0 ‰ das Häufigkeitsmaximum bei 4 ‰ liegt. Die ausgewiesenen Gruppenmittelwerte (vgl. Tab. 8.1) lassen zunächst den Schluss zu, dass sich sowohl die Wilzsch als auch die Moorstandorte im Bereich der mittleren Sulfatzusammensetzung befinden. Die Mittelwerte und auch der Streubereich lassen unter Beachtung der Standardabweichungen auf eine Verlagerung des atmosphärischen Sulfats schließen. Die herausgestellten Mittelwertsunterschiede für $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ der mineralischen Gräben zum Vorfluter und der Moorstandorte (vgl. Kap. 7.2.1) sind aufgrund der Standardabweichungen und des Messfehlers (vgl. Kap. 6.2.3.4; 7.5.4) nicht aussagekräftig.

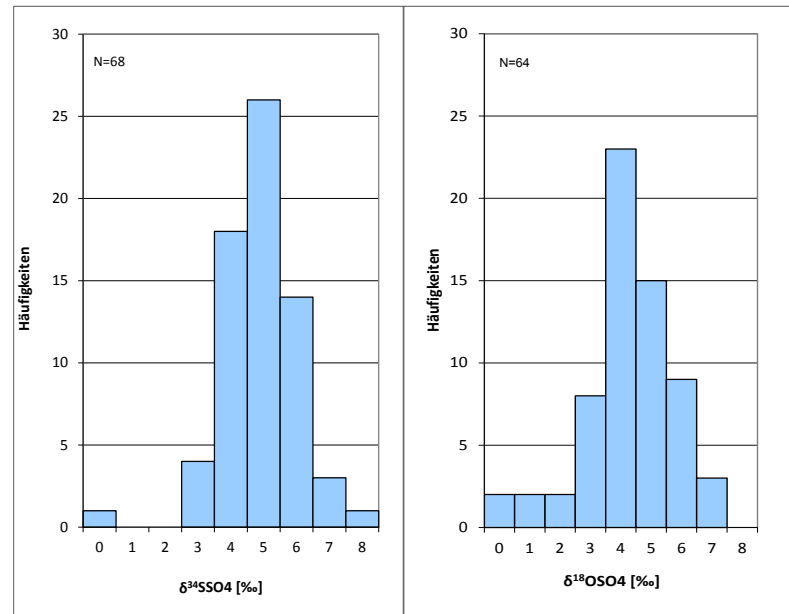


Abb. 8.4: Häufigkeitsverteilung von $\delta^{34}\text{S}$ und $\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat

Die saisonalen Unterschiede von $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ der Augustmessung 2010 von den vorhergehenden Kampagnen beziehen sich auf die Ergebnisse der Wilzsch sowie einen Teil der mineralischen Gräben. Die durch geringe Sulfatgehalte bzw. geringes Probenwasser verursachte Datenauflösung erschwert eine saisonale Differenzierung über alle Standorte und gibt daher nur einen Vergleich einzelner Gruppen wieder.

Die abgereicherten $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte lassen sich nicht mit der Saisonalität der $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ - Werte im Niederschlag in Verbindung bringen. Eine Übertragung der temperaturabhängigen $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ - Werte des Niederschlags auf die $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte während der heterogenen Oxidation von Sulfat ist an den Standorten ebenfalls nicht ableitbar (Miles et al. 2012). Vielmehr lassen die abgereicherten $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte im August 2010 eine stärkere Bildung organisch gebundenen Kohlenstoffs aus vorangehenden wärmeren Phasen, die mit vermehrten Niederschlägen zum Abfluss im Vorfluter kommen, vermuten.

Die abgereicherten $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte lassen sich nicht mit der Saisonalität der $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ - Werte im Niederschlag in Verbindung bringen. Eine Übertragung der temperaturabhängigen $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ - Werte des Niederschlags auf die $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte während der heterogenen Oxidation von Sulfat ist an den Standorten ebenfalls nicht ableitbar (Miles et al. 2012). Vielmehr lassen die abgereicherten $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte im August 2010 eine stärkere Bildung organisch gebundenen Kohlenstoffs aus vorangehenden wärmeren Phasen, die mit vermehrten Niederschlägen zum Abfluss im Vorfluter kommen, vermuten.

An den Standorten dominiert die atmogene Schwefelquelle (vgl. Abb. 8.5). Veränderungen der Isotopenverhältnisse müssen demnach auf Transformationsprozesse im Boden sowie auf Mischungen von Wässern zurückgeführt werden. Die Isotopenzusammensetzung des Sulfats unter Waldböden führt zu nennenswerten Isotopieffekten, die durch mikrobielle Schwefelumsetzungen ausgelöst werden. Geochemische Prozesse (wie Lösung, Fällung, Adsorption sowie Desorption) und physikalische Prozesse bewirken hinge-

gen keine unterscheidbaren Isotopenfraktionierungen für ^{34}S und ^{18}O (Mayer 1993, Van Stempvoort et al. 1990).

Tab. 8.1: Mittelwerte und Spannbreiten von $\delta^{34}\text{S}$ und $\delta^{18}\text{O}$ am Sulfat

$\delta^{34}\text{S}$ [‰]	Mittelwert	Standardabw	Min - Max
Vorfluter Wilzsch	5,3	0,8	4,0-8,2
Kranitzsch	4,4	0,9	3,4-7,0
Drainagen	3,7		-0,5-4,2
Gräben	4,2	0,6	2,6-6,0
Moor	5,3	0,7	3,5-6,7
GW	4,4	0,9	3,1-5,0

$\delta^{18}\text{O}$ [‰]	Mittelwert	Standardabw	Min - Max
Vorfluter Wilzsch	4,5	1,7	-0,5-7,0
Kranitzsch	4,7	1,0	1,2-7,0
Drainagen	2,6		2,6
Gräben	3,5	1,2	0,9-5,3
Moor	4,1	1,2	0,1-6,6
GW	5,4	1,3	4,3-6,8

Die $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ - Werte der untersuchten Standorte (Tab. 8.1) lassen keine nennenswerte Veränderung erkennen. Die Mineralisation kohlenstoffgebundenen Schwefels, die in Waldböden ein dominanter Prozess ist, zeigt ebenfalls keine signifikante Veränderung des $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ - Wertes (Mayer 1993, Nowák et al. 2003). Hingegen ergibt sich für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ eine Abreicherung im Sickerwassersulfat gegenüber den vorgestellten Spannbreiten atmosphärischen Quelleintrags. Deutlich abgereicherte $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte weisen auf Mineralisation kohlenstoffgebundenen Schwefels hin. Die Sauerstoffkomponente setzt sich bei der CS-Mineralisierung mit Werten zwischen -2 und 6 ‰ neu zusammen (Knöller & Trittin 2003, Mayer 1993).

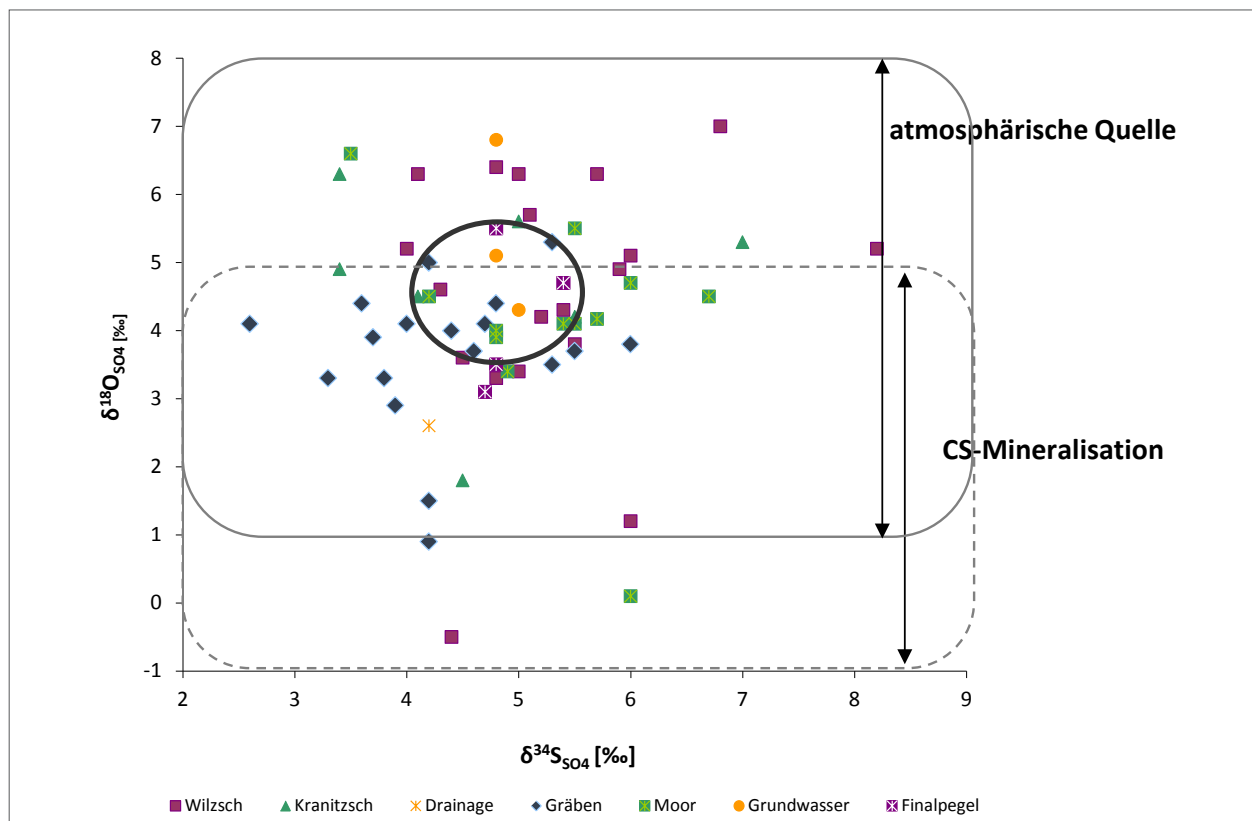


Abb. 8.5: Isotopenzusammensetzung am Sulfat der Wasserproben im Einzugsgebiet der Wilzsch

Die Abbildung 8.5 verdeutlicht, dass der Finalpegel im Bereich der mittleren Sulfatzusammensetzung liegt und demnach Mischsignaturen des Einzugsgebietes wiedergibt.

Die Beprobung im Mai 2009 zeigt für die Vorfluter $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte ohne nennenswerte Abreicherung (5,5 bis 7,0 ‰) und ist dem Niederschlagswasser damit hinsichtlich der Signatur ähnlich. Niederschläge und Durchfluss waren im April und Anfang Mai 2009 unter anderem in Folge der Schneeschmelze sehr hoch (vgl. Kap. 5.6). Die leichte Abreicherung der $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte im Mai 2009 am Finalpegel ist möglicherweise mit den mineralischen Gräben 8 - 11, dem Vorfluterstandort 4 als auch der Kranizsch in Verbindung zu bringen. An den Wilzschmessstellen 2 und 3 ist wiederum eine leichte Anreicherung zu verzeichnen. Das Signal erfährt möglicherweise aus dem mineralischen Einzugsgebiet südlich des Kiebickenmoores eine Überprägung. Dies lässt sich durch fehlende Analysen an Standort 12 im Mai 2009 jedoch nicht belegen. Im Herbst 2009 und August 2010 belegen die vorhandenen Daten an Graben 12 die bereits benannte Abreicherung an Standort 4 im Vergleich zum Quellmesspunkt der Wilzsch. Aus der Datengrundlage lässt sich ebenfalls schwer ableiten, woher sich die Kranizsch speist, da Daten der Maimessung am Standort 7 sowie dem Ostflügel der Großen Säure fehlen. Eine Mischsignatur der angrenzenden Systeme und somit auch des östlichen mineralischen Fichtenbestands ist klar. Es lässt sich in Bezug auf das Abflussgeschehen nur feststellen, dass ein hoher Vorsättigungsgrad im Moorsystem einen schnelleren Direktabfluss im Moor bedingt und somit den Anteil in der Kranizsch erhöhen könnte. In den Fichtenforsten bildet der Basisabfluss mit Abstand die größte Komponente des Abflusses. Am Beispiel der Großen Säure ist der Direktabfluss, maßgeblich die hypodermische Komponente, entscheidend für den Abfluss (Münch et al. 2008).

Da der Input des Niederschlagssulfats sehr gering ist, ist in Zusammenhang mit vergleichsweise erhöhten Sulfatgehalten um 10,5 mg/l (11.05.2009) am Finalpegel daher anzunehmen, dass Sulfat aus der atmosphärischen Quellen sowie von organisch gebundenem Schwefel stammt. Der Vorratsspeicher an Sulfat gelangt dann mit der Schneeschmelze zum Abfluss. Die Sulfatgehalte in den Feuchtgebieten sind sehr gering. Die Gräben 8 – 10 und 18, die Wilzsch, die Kranizsch sowie die Bodendrainage 13 verzeichnen hingegen Sulfatkonzentrationen von 8 bis 15 mg/l. Somit lassen sich für die Frühjahrbeprobung relativ hohe Anteile des Basisabflusses und den organischen Auflagen aus den Fichtenbeständen vermuten, während der Direktabfluss aus den Feuchtgebieten scheinbar von untergeordneter Bedeutung für die Ressourcen des Vorfluters ist.

Die $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte im Herbst 2009 und August 2010 verzeichnen ebenfalls eine Abreicherung zum Finalpegel der Wilzsch. Während der Beprobung im Herbst lassen sich nur zu wenigen Standorten vergleichbare Isotopensignaturen zum Finalpegel auffinden. Letztlich kann, wie auch im Mai 2009, eine Verbindung zu Standort 12 und 4 aufgezeigt werden. Die Gräben 9 und die Bodendrainage 14 unterstreichen hinsichtlich ihrer isotopischen Signatur den Einfluss aus dem mineralischen Fichtenforst.

Die $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte der Gräben sind bis auf wenige Ausnahmen gegenüber dem Eintragssulfat abgereichert. Die Ergebnisse bezeichnen, dass sich bereits ein großer Teil des Sulfats mit dem aus kohlenstoffgebundenen Schwefel stammenden Sulfat und dem noch unveränderten atmogenen Sulfat vermischt hat. Gerade die Isotopenzusammensetzungen der Gräben 8 - 10 sind relativ stabil ($s = 0,3 - 0,8 \text{ ‰}$). Dies deutet auf gut gemischtes Wasser hin, welches sich über einen längeren Zeitraum gebildet hat und auf Veränderungen des Niederschlagssulfats nur träge reagiert.

Graben 18 hat gegenüber den mineralischen Gräben hinsichtlich des Wasserhaushaltes verschieden charakterisierte Einzugsgebiete. Diese bilden den Westflügel der Großen Säure sowie westlich das Rostmoor. Wie auch am Moorpegel 17 ist die Isotopenzusammensetzung auf kohlenstoffgebundenen Schwefel zurückzuführen. Im Herbst 2009 ist die Anreicherung an ^{18}O am Graben 18 durch größere Anteile des Eintragssulfats bedingt, die hinsichtlich des Profildurchflusses des Einzugsgebietes (Edom et al. 2005) vorrangig durch große Anteile des Direktabflusses bedingt sind, die isotopisch nur gering verändert sind.

Insgesamt verdeutlicht die Isotopenzusammensetzung am Sulfat, insbesondere der Sauerstoffkomponente, die starken Mischsignaturen am finalen Pegel der Wilzsch. Dies ist ebenfalls den Sulfatgehalten der Vorfluter zu entnehmen (vgl. Abb. 7.9). Die saisonal abhängigen Standortsignaturen prägen mit Blick auf das Abflussverhalten den Vorfluter. Die Isotopenzusammensetzung lässt sich sowohl auf atmosphärisches Sulfat als auch auf durch Mineralisation kohlenstoffgebundenen Schwefels zurückführen. Die Sulfatgehalte im Niederschlag geben scheinbar nur einen geringen Input für das System. Höhere Sulfateinträge im Bestand sind aber nicht auszuschließen. Ebenso sind vergleichsweise höhere Sulfatgehalte der Gräben 8 - 10, 18 und des Grundwassers auf Mineralisation zurückzuführen. Längere Verweilzeiten der Wässer könnten durchaus höher konzentrierte Niederschlagswässer vergangener Zeit reflektieren. Nowák et al. (2000) diskutieren die erhöhten Sulfatkonzentrationen im Abfluss mit der Speicherung hoher atmosphärischer Einträge früherer Perioden.

8.2.5 ^{15}N und ^{18}O am Nitrat

Seit der Regulation atmosphärischer Schwefeleinträge nimmt Nitrat einen größeren Stellenwert in der sauren Deposition ein und gewinnt damit als Indikator in der Traceranalytik zunehmend an Bedeutung. Dabei bietet die Kombination der Isotope ^{15}N und ^{18}O am Nitrat hinsichtlich der Quellanalytik große Vorteile.

Die atmosphärischen Stickstoffeinträge der Niederschlagsanalytik ergeben für $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ -3,7 bis 1,3 ‰ und 51,9 bis 75,1 ‰ für $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$. $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werte über 50 ‰ lassen auf anthropogene NO_x - Belastungen schließen (Kendall et al. 2007). Die Ergebnisse zeigen einen saisonalen Zyklus mit leichteren Werten im Frühjahr und Sommer und angereicherten Werten im Winter. Elliott et al. (2006) weisen in Niederschlagsuntersuchungen der USA mittlere Differenzen von 9,8 ‰ für $\delta^{18}\text{O}$ nach. Freyer (1991) stellte für $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ mittlere saisonale Unterschiede von 5 ‰ in deutschen Untersuchungsgebieten heraus. Ursächlich zieht Freyer (1991) die saisonal variablen anthropogenen und natürlichen Stickstoffquellen, den temperaturabhängigen Austausch von Stickoxiden und die damit verbundenen saisonalen Variationen zur Bildung partikulären Nitrats heran. Isotopenaustausch und photolytische Reaktionen in der Atmosphäre stehen in enger Beziehung und tragen damit zum saisonalen Effekt der $\delta^{15}\text{N}$ - Werte bei (Freyer et al. 1993).

Die Vorfluter

Die Beprobungen der Wilzsch bewegen sich von -2,4 bis 12,1 ‰ für $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ und von -1,6 bis 30,8 ‰ für $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$. Die Herbstmessung des Vorfluters ist durch eine Zunahme des $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Wertes gekennzeichnet. Die Sommermessungen erreichen hingegen $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werte im Bereich von -1,6 bis 17,6 ‰. Die Herbstmessungen lassen hinsichtlich $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ somit auf eine Verteilung des atmosphärischen Nitrats schließen, die mit der Schneeschmelze im Herbst 2009 erklärbar ist. Zu ähnlichen Erkenntnissen kommen auch Burns & Kendall (2002) sowie Campbell et al. (2002).

Die Betrachtung der Messwerte aller Standorte (Abb. 8.6) verdeutlicht, dass sich das Intervall der Wilzsch zum überwiegenden Teil mit dem der Gräben, der Böden und des Grundwassers überlappt. Die Herkunft des Nitrats im Vorfluter ist daher sowohl in ökosysteminternen Prozessen als auch im Stickstoffpool des Niederschlags zu suchen. Die isotopischen Signaturen weisen auf einen gut durchmischten Nitratpool hin. So sind die Ammoniumkonzentrationen der Gräben (0,8 mg/l) und der Vorfluter (0,7 mg/l) vergleichbar. Hingegen sind die Nitratgehalte der Vorfluter gering (0,7 mg/l) - entsprechend den Gehalten der Bodendrainagen. So lässt sich schlussfolgern, dass die geringen Nitratgehalte im Vorfluter überwiegend aus Nitrifikationsprozessen im Boden stammen (vgl. Curtis et al. 2012, Burns & Kendall et al. 2002, Johannsen et al. 2008, Mayer et al. 2002).

Tab. 8.2: Mittelwerte und Spannbreiten von $\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$ am Nitrat

$\delta^{15}\text{N}$ [‰]	Mittelwert	Standardab.	Min - Max	NO_3	Mittelwert	Min - Max
Vorfluter Wilzsch	2,8	5,0	-2,4-12,1		0,7	0,2-1,3
Kranizsch	0,1	4,6	-8,3-6,6		0,4	0,1-0,8
Drainagen	4,0	9,2	-7,6-18,4		0,8	0,1-1,9
Gräben	1,6	5,6	-10,9-23,9		1,6	0,1-7,8
Moor	-0,2	3,4	-5,2-4,3		0,2	0,0-0,6
GW	9,7	5,4	4,3-15		0,4	0,2-0,5

$\delta^{18}\text{O}$ [‰]	Mittelwert	Standardab.	Min - Max
Vorfluter Wilzsch	12,7	8,8	-1,6-30,8
Kranizsch	21,7	14,0	1,5-40,6
Drainagen	21,4	20,0	0,2-48,9
Gräben	11,5	7,5	-2,2-30,9
Moor	48,3	17,8	23,1-69,1
GW	24,0	34,5	-4,7-62,8

Die im Herbst 2009 und Sommer 2010 an $\delta^{15}\text{N}$ angereicherten Werte schließen auf einen Zusammenhang der isotopischen Zusammensetzung von N in Böden in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge. Amundson et al. (2003) beobachten, dass die Systeme mit steigenden Temperaturen und geringerem Niederschlag bevorzugt abgereichertes N abgeben. Für die ersten drei Beprobungen 2009 lässt sich diese Aussage auf den Wilzschvorfluter übertragen. Im Herbst 2009 und Sommer 2010 wird eher angereichertes ^{15}N abgegeben, das im Vorfluter messbar ist. Der August 2010 ist durch intensive Niederschläge charakterisiert. Die Herbstmessung 2009 unterscheidet sich zudem in den $\delta^{18}\text{O}$ Messungen, die vielleicht in Verbindung mit der zweiwöchigen Schneedecke vor der Herbstbeprobung gebracht werden kann. Eine Mischung aktueller atmosphärischer Stickstoffs Signaturen und Bodenstickstoff ließe sich ebenfalls aus den $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Ergebnissen ableiten. So ist ein direkter Austrag atmosphärischen Stickstoffs im Vorfluter nachweisbar. Curtis et al. (2012) räumen einen erhöhten Austrag atmosphärischen Nitrats ohne Bodenumsetzungsprozesse in bewaldeten Einzugsgebieten ein. Durka et al. (1994b) beziffern diesen in gesunden Fichtenstandorten auf 16 - 30 %.

Der Vorfluter Kranizsch zeigt im Vergleich zur Wilzsch im Mittel abgereicherte $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte und angereicherte $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werte (Tab. 8.2). Ursächlich sind die klar voneinander abweichenden Signaturen beider Kranizschstandorte. Der Quellpunkt der Kranizsch und der Standort 6 nahe der Mündung in die Wilzsch sind in ihrer isotopischen Zusammensetzung unterscheidbar. Der Quellpunkt misst $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte von -8,3 bis -0,7 ‰ und 28,0 bis 40,6 ‰ für $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$, der Mündungspunkt 6 hingegen Werte von 0,2 bis 2,9 ‰ für $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ und 1,5 bis 11,6 ‰ für $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$. Der Mündungspunkt reiht sich somit in den Messbereich der Wilzschstandorte und Gräben.

Die mineralischen Gräben und Bodendrainagen

Die mineralischen Gräben (einschließlich Graben 18) (vgl. Kap. 7.5.7) vereinen im Mittel $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte um 1,6 ‰ mit geringen $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werten von 11,5 ‰ (Tab. 8.2). Für die Gräben 8 - 10 und 18 sind zudem vergleichbar erhöhte Nitratgehalte zu beobachten (Tab. 8.2, Abb. 8.7). Trotz Schwankungen der Nitratgehalte bleiben die $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte auf annähernd konstanten Niveau (Abb. 8.7). Bis auf die Frühjahrmessung 2009 unterscheiden sich die Standorte 11 und 12 markant in beiden Parametern von den anderen Gräben. Die Isotopensignaturen der Gräben 8 - 10 und 18 liegen in einem Bereich, der typisch für durch Nieder-

schlag eingetragenes Ammonium ist. Die Gehalte an Ammonium liegen in den Gräben im Bereich des Niederschlaggehaltes. Dies unterstreicht die Zuordnung der Isotopensignaturen. Dennoch ist das Grabenwasser durch Wässer gekennzeichnet, welches durch verschiedenste Nivellierungen geprägt ist, wie sie in den Isotopensignaturen von ^2H und ^{18}O am Wasser zu beobachten sind. Da Luftstickstoff fest gebunden ist und damit sehr träge reagiert, ist Niederschlagsammonium trotzdem denkbar. Die hohen Nitratgehalte in den Gräben entsprechen ebenfalls dem durch Niederschlag eingetragenen Nitrat. Eine Mischung aus Quellen und Transformationen des $\delta^{18}\text{O}$ - Wertes ist daher denkbar (Kendall 2007).

Die Bodendrainagen ergeben für die $\delta^{15}\text{N}$ - Messungen eine Wertespanne zwischen -7,6 und 18,4 ‰ mit einem Mittel von 4 ‰ (Tab. 8.2). Damit lassen sich die Ergebnisse in das von Kendall (1998) ermittelte $\delta^{15}\text{N}$ Intervall für Böden von -10 und 15 ‰ mit einem Häufigkeitsmaximum zwischen 2 und 5 ‰, einordnen. Die $\delta^{18}\text{O}$ - Werte variieren sehr stark in einem Intervall von 0,2 bis 48,9 ‰. Von den insgesamt sieben Messungen deuten drei Messungen von Mai (MP 13), Juni (MP 13) und August 2009 (MP 14) auf höhere atmosphärische Nitratreinträge hin. Der Anteil des atmosphärisch umgesetzten Nitrats im Boden ist daher geringer, als während der Beprobungen im Herbst 2009 und August 2010. Sogleich sind die Böden in nasseren und kühleren Ökosystemen in der Lage, Stickstoff zu konservieren und umzusetzen (Amundson et al. 2003). Die hohe Feuchtigkeit im August 2010 und die hinzukommende Kälte im Herbst 2009 sprechen für diese Beobachtung.

An der Bodendrainage 13 und am Graben 11 liegen die $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte im August 2009 bei -7,6 bzw. -10,9 ‰. Wobei die $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werte sehr an ^{18}O abgereichert sind. Nitrifikation ist an beiden Standorten eine mögliche Ursache. Gerade an der Bodendrainage sind erhöhte Stickstoffwerte mit 3,9 mg/l Ammonium und 1,1 mg/l Nitrat messbar, die hinsichtlich $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ auf den atmosphärischen Stickstoffpool hinweisen. Im atmosphärischen Ammoniumpool sind ebenfalls 0,9 mg/l messbar.

Die Moorwässer

Die Mittelwertbetrachtung ergibt für die Moorwässer, den Kranizschquellstandort und auch den Standort im Quellbereich des Kiebickenmoores abgereicherte $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte sowie geringe Nitrat- und erhöhte Ammoniumgehalte. Ursächlich für die leichteren $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte von Moorwässern sind leichtere Werte von Streu und Bäumen im Torfkörper. Auf diesen Zusammenhang weist Kendall (2006) ausdrücklich hin. Dabei ist feiner zersetztes Material gegenüber wenig zersetztem angereichert (Tiessen et al. 1984). Demnach könnte der im Mittel geringste $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Wert von -1,65 ‰ des Standortes 15 im Vergleich der Moorstandorte der Großen Säure durch die geringe Humifizierung erklärt werden. Der Standort 7 zeigt ebenfalls nur ein Mittel von -0,9 ‰ für $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$. Ein direkter Vergleich mit der Großen Säure ist aber aufgrund unterschiedlicher Probengewinnung nur eingeschränkt möglich. Sicherlich können Rückschlüsse auf den Zersetzungsgrad des Quellgebietes geschlossen werden.

Die Standorte 5 und 7 sind Quellgräben zweier Moorkerne und daher vom Typus vergleichbar. Aufgrund der Datenlücken ist ein Vergleich dennoch schwierig, es ist lediglich ein saisonal differenziertes Verhalten ableitbar. So sind die $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werte am Quellgraben des Kranichsees (MP 7) im Vergleich deutlich angereichert. Die $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte liegen beide auf niedrigem Niveau, saisonal aber verschieden.

Während der Frühjahrmessungen 2009 weisen die Moorwasserpegel angereicherte $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werte auf, die auf atmosphärische Nitratreinträge schließen lassen. Sowohl Anfang Mai als auch Ende Juni 2009 sind niederschlagsreich. Das überlagernde Signal lässt vermuten, dass während der Schneeschmelze im Mai und den ergiebigen Niederschlägen im Juni nur ein Teil des DON aus dem Moorkörper abtransportiert wird. In Verbindung mit höheren $\delta^{15}\text{N}$ - Werten stellt dies vermutlich den leichter wasserlöslichen Teil der DON dar (vgl. Kendall 1998, S. 565). Auch Schiff et al. (1990, 1997, 1998) zeigen, dass Moorwässer

eine dominante Quelle des organischen Stickstoffs sind, die in der Zersetzung des Litters begründet liegt. Weiterhin bringen Cory et al. (1999) geringere Frachten aus moorgeprägten Gebieten im Vorfluter zur Frühjahrsbeprobung mit veränderten Fließwegen während der Schneeschmelze in Verbindung.

Die Messung am 25.08.2009 ergibt für die Moorwasserpegel 15 - 17 angereicherte $\delta^{18}\text{O}$ und abgereicherte $\delta^{15}\text{N}$ - Werte am Nitrat mit gleichzeitig hohen Ammoniumgehalten von 2,2 bis 4,1 mg/l. Diese Mischsignaturen implizieren einerseits durch Niederschläge eingetragenen Stickstoff und andererseits im Boden gebildetes Ammonium. Die atmosphärische Signatur ist nicht mehr so dominant, wie im Frühjahr. Mehr im Moorkörper gebildeter Stickstoff ist im Wasser gelöst. Da im Vorfluter Wilzsch und auch der Kranzsch nur ein Messwert für $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ vorhanden ist, lässt sich keine Aussage dazu treffen, inwieweit die isotopische Zusammensetzung am Nitrat aus der Großen Säure im Vorfluter messbar ist.

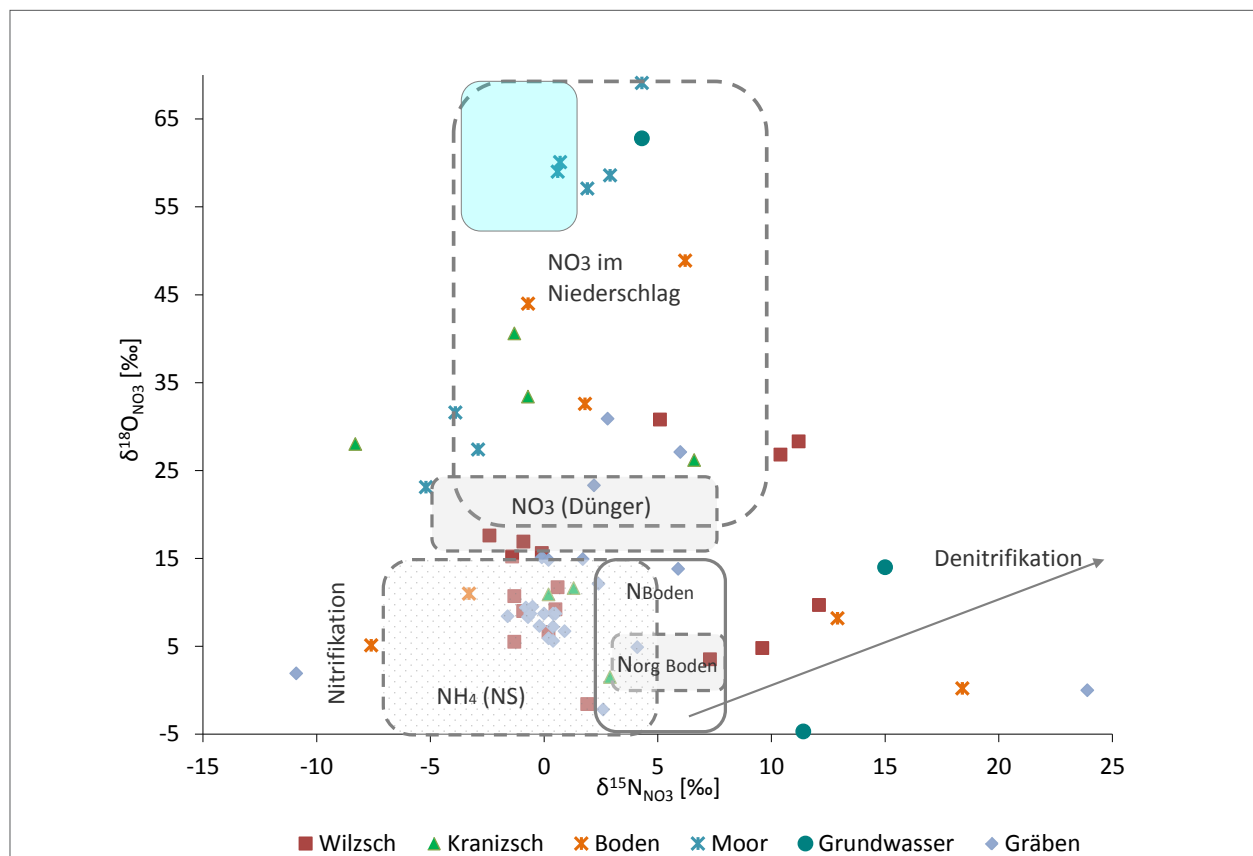


Abb. 8.6: Isotopische Zusammensetzung von $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^{15}\text{N}$ am Nitrat (in Anlehnung an Kendall 2006, S. 557; Clark & Fritz 1999, verändert), (Intervall der eigenen Niederschlagsuntersuchungen).

Das Grundwasser

Das Grundwasser als Nitratquelle ist neben den Gräben 8 - 10 aufgrund des großen Anteils des Basisabflusses in den Vorfluter heranzuziehen. Die Konzentrationen an Nitrat sind mit 0,35 mg/l und 0,43 mg/l Ammonium gering. Die $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte des Grundwassers liegen in einem Intervall von 4,3 bis 15,0 ‰ und von -4,7 bis 62,8 ‰ für $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$. Die Variationen der isotopischen Zusammensetzung sind für beide Parameter sehr hoch. Die Messung im Juni 2009 zeigt einen angereicherten $\delta^{18}\text{O}$ - Wert. Der $\delta^{18}\text{O}$ - Wert lässt auf einen Zusammenhang mit der Schneeschmelze schließen. Im Schnee gespeichertes atmosphärisches Nitrat gelangt durch Schmelze isotopisch unverändert ins Grundwasser (Burns & Kendall 2002, Campbell et al. 2002). Die Messungen im Herbst 2009 und August 2010 zeigen hingegen abgereicherte $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werte zwischen -4,7 und 14,0 ‰ und erhöhte $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte von 11,4 bis 15,0 ‰ (Abb. 8.7). Die isotopische Zusammensetzung lässt sich auf die Mineralisation von Bodenstickstoff zurückführen, die durch die Nachlieferung atmosphärischen Ammoniums überprägt wird. Auch ist die Denitrifikation nicht auszu-

schließen, wobei ein Nitratabbau im Grundwasser angesichts geringer Nitratkonzentrationen schwer zu identifizieren ist. Die Ergebnisse der Bodendrainagen zeigen am 14.08.2010 eine vergleichbare isotopische Zusammensetzung. Im Herbst 2009 sind die Werte maßgebend durch atmosphärisches Ammonium und Mineralisation von Bodenstickstoff verursacht. So sind die Stickstoffquellen im Vorfluter Wilzsch einerseits durch atmosphärisches Ammonium sowie Mineralisation von Bodenstickstoff geprägt.

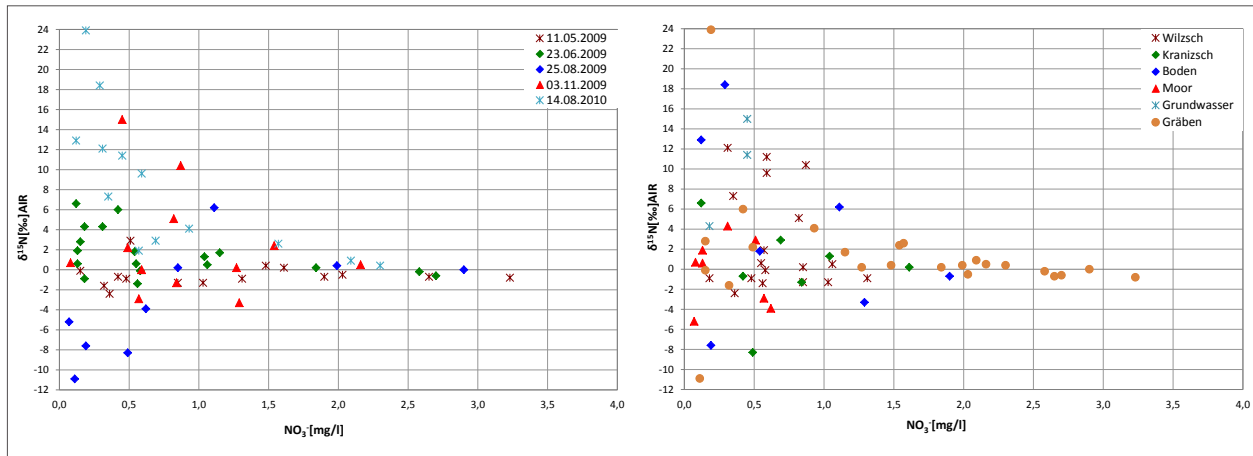


Abb. 8.7: Die $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte sowie die Nitratkonzentrationen der Standortwässer differenziert nach Beprobungstermin und Standort.

In der Gesamtbetrachtung ist die Standortzuweisung mit den stabilen Isotopen am Nitrat sehr komplex. Die isotopische Zusammensetzung von Nitrat stellt oft eine Mischsignatur aus Quellen und Transformationen des Stickstoffkreislaufes dar (Abb. 8.6). Nitrate aus Nitrifikationsprozessen sind im Boden, in den Gräben, als auch in den Vorfluter nachweisbar. Denitrifikation ist nur selten zu beobachten ist. Atmosphärisches Nitrat als Hauptkomponente des N - Eintrags (Burns & Kendall 2002) zeigt einen hohen Anteil am Nitrataustrag während der Schneeschmelze und starken Regenperioden, welches das System zum Teil ohne wesentliche Veränderung passiert hat. Fraktionierungen des atmosphärischen Stickstoffs sind durch mikrobielle Umsetzungsprozesse in der Bodenzone überlagert (vgl. Curtis et al. 2012). Die Betrachtung innerhalb einer Multitraceranalyse könnte somit gerade für Nitrat zielführend sein (Finlay & Kendall 2007).

8.3 Herkunftsraumbezogenes Teilresümee

Das Vorflutersystem Wilzsch erhält durch den Abfluss aus den Teileinzugsgebieten unterschiedliche Mengen an Wasser mit verschiedenster hydrochemischer Prägung. Die Teileinzugsgebiete differieren sowohl hinsichtlich der Standortcharakteristik (mineralisch, organisch, Bewuchs, etc.) als auch flächenanteilig. Daraus resultieren die hydromorphologischen und hydraulischen Charakteristiken eines jeden Standortes, die für die Abflussbildung - in Abhängigkeit vom Niederschlag - wesentlich sind. Hydrochemisch ermittelte Kennwerte eines Teileinzugsgebietes sollten demnach im Gesamtsystem Betrachtung finden. So sind natürliche differenzierbare Isotopensignale im Einzugsgebiet auszuweisen, dabei aber in mengenmäßiger Beachtung des gelösten Stoffes am Ausgangspunkt zu beurteilen.

Ausgewiesene Isotopendifferenzierungen einzelner Standorte oder Gruppen gelangen über verschiedene Fließwege in die Vorflut. Hierbei können die Standortsignaturen in Abhängigkeit von der Charakteristik des Fließweges und Retentionszeiten der Wässer wiederum Veränderungen erfahren, die im Vorfluter zu Mischsignaturen führen (vgl. Bullen et al. 1996, Bishop et al. 2004).

Da Durchflussmessungen nur am finalen Pegel der Wilzsch stattfinden, haben die interpretierten Anteile

der einzelnen Teileinzugsgebiete an der Signatur der Vorflut eher hypothetischen Charakter.

Für den Gesamtgewässerchemismus können an dieser Stelle eine Reihe von Aussagen festgehalten werden.

Die Untersuchungen im Vorfluter weisen für alle Beprobungen eine Verdünnung der DOC - Konzentrationen zum finalen Pegel Wilzsch auf. Dabei sind der Grad der Verdünnung witterungsabhängig und Unterschiede im Jahresverlauf sind ausweisbar. So ist die Verdünnung zu den regenreicheren Beprobungen im Herbst 2009 und August 2010 am geringsten. Gerade während dieser Beprobungen ist ein DOC - Push an Standorten mit sonst geringeren Konzentrationen nachweisbar (8, 9, 18, 19). Für die Quellstandorte der Moore 5, 7, 15 - 17, die Bodendrainagen 13 - 14 sowie die Gräben 11 und 12 kann kein Anstieg beobachtet werden. Am 03.11.2009 ist eine Reduzierung des DOC - Gehaltes an den Quellstandorten der Moore und an den Bodendrainagen zu erkennen. Das Wasserangebot durch die kurze Schneephase im Herbst 2009 trägt wahrscheinlich zur Verdünnung der DOC - Konzentrationen bei. Auch die Standortmessungen reflektieren im $\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$ Diagramm zum Teil leichte Winterniederschläge. Im Reaktionssystem der Vorfluterstandorte findet eine Mischung der Wässer statt, die sich von den DOC - Konzentrationen der Quellstandorte unterscheidet.

In Verbindung mit den $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werten lassen sich sowohl am 3.11.2009 und 14.08.2010 abgereicherte Isotopenzusammensetzungen am Finalpegel beobachten (3,1 - 3,5 ‰). Die $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte deuten auf Bodenschwefel hin, der auf die Mineralisation kohlenstoffgebundenen Schwefels zurückzuführen ist. Während sich am 14.08.2010 generell die Tendenz zu abgereicherten $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werten für die Vorfluter und Gräben abzeichnet, kann am 3.11.2009 nur eine Verbindung zu den Gräben 9, der Bodendrainage 14 (beide im TEZ 12 gelegen) sowie zu Graben 12 und dem Vorfluterstandort 4 (die beide Flüsse aus dem TEZ 1 repräsentieren) hergestellt werden. Insbesondere die Gräben 8 und 9 präsentieren über alle Beprobungen hinweg abgereicherte $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte. Die Spannbreite der $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte ist für die Gräben 8 und 9 am geringsten. Eine Verbindung zum Quellstandort im Kiebickenmoor ist nicht ersichtlich. Auch lassen sich über die Abflussbahnen der Torfstichrülle und der Kranizsch keine Beziehungen zu den $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werten der Großen Säure ableiten. Im Herbst 2009 und August 2010 können die Ergebnisse der $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^{15}\text{N}$ - Analytik am Nitrat im Vorfluter Wilzsch auf die Mineralisation von Bodenstickstoff und atmosphärisch eingetragenen Stickstoff zurückgeführt werden. Diese Beobachtung ist ebenfalls an den Gräben 8 - 10, den Böden und dem Grundwasser zu machen. Damit lässt sich eine Speisung des Vorfluters durch die Gräben vom Typ 8 - 10, dem Bodenwasser sowie am Grundwasser ableiten. In Verbindung mit reduzierten Sulfat- und Calciumgehalten der mineralischen Gräben, die sich sogleich im Vorfluter widerspiegeln, lässt vermuten, dass der Stoffaustrag im Herbst 2009 in die Vorfluter durch den Abfluss aus dem mineralischen Bestand überlagert wird. Am 14.08.2010 sind die hohen Stofffrachten am Finalpegel schwieriger zu differenzieren. Letztlich wird am Finalpegel eine ausgeprägte Mischsignatur deutlich, die sowohl auf Stoffumsätze im Einzugsgebiet als auch auf isotopisch unveränderte atmogene Einträge zurückzuführen ist, was sowohl die Isotope Kohlenstoff-13 am DIC, als auch Sauerstoff-18 am Sulfat bestätigen. Gegenüber dem Mai 2009 ist die Spannbreite der Isotope ^{18}O und ^2H am Wasser wesentlich größer. Somit sind nicht nur der Direktabfluss am Abflussgeschehen beteiligt, sondern auch länger im System weilende Wässer. Die $\delta^{15}\text{N}$ - Werte im Herbst 2009 und August 2010 belegen diese Annahme. Während dieser kühlen und nasserer Phasen findet in den Böden ein stärkerer Umsatz des atmosphärisch eingetragenen Stickstoffs statt. Folglich sind im Vorfluter angereicherte $\delta^{15}\text{N}$ - Werte sowie geringere Nitratausträge messbar.

Die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Ergebnisse ergeben für die Bodendrainage und den Grundwasserpegel vergleichbare Zusammensetzungen. Der DOC - Pool im Grundwasser trägt den Fingerprint der Auflagehorizonte des mineralischen Bestands. Nur im Herbst 2009 und August 2010 sind die Konzentrationen im Grundwasser erhöht und tragen somit auch ihren Teil zur DOC - Fracht am finalen Pegel bei. Dies zeichnet sich ebenfalls anhand

der $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte, die sowohl den Bodenpool als auch das Grundwasser als Quelle der Vorflut ausmachen, ab.

Die Augustmessung am 25.8.2009 kennzeichnet eine starke Trockenperiode. Die DOC - Analytik stellt geringste DOC - Konzentrationen in den Vorflutern und Gräben 8, 9, 18 heraus. Für Sulfat und Calcium treten bei vergleichsweise gestiegenen pH-Werten hohe Konzentrationen auf. Bei fehlenden Niederschlägen geht der Direktabfluss gegen Null und der Basisabfluss dominiert. Dies unterstreichen ebenso die gering gestiegenen Nitratwerte im Vorfluter. Die Herkunft des Nitrats ist auf die Mineralisierung von Bodenstickstoff zurückzuführen. Auch die leichte Anreicherung der $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werte im August 2009 am Finalpegel kann nur in Verbindung mit den $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werten am Grundwasserpegel gebracht werden. Für alle anderen Beprobungen ist eine Abreicherung an $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ zum Finalpegel zu beobachten. Diese gibt folglich eine Mischung von Direktabfluss und Basisabfluss wieder. Für den 25.08.2009 lässt dies zunächst den Schluss zu, dass während der Trockenperiode der Basisabfluss im Vorfluter von größter Bedeutung ist. Hingegen ist der Direktabfluss, der in Mooren überwiegt (Münch et al. 2008), ohne Einfluss.

Die Analyseergebnisse der Frühjahrsbeprobungen 2009 im Vorfluter 1 - 4 übersteigen die DOC - Werte der Trockenperiode im August 2009. Sie liegen im Vergleich dennoch auf geringerem Niveau. Die Verdünnung der DOC - Gehalte im Verlauf des Vorfluters Wilzsch ist im Juni am stärksten. Die Isotope ^{18}O und ^2H am Wasser und ^{13}C am DIC zeigen für die Beprobungen im Mai 2009 und Juni 2009 die geringsten Schwankungen. Abweichungen im Juni 2009 sind die Folge von Verdunstung. Ein Großteil der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte befindet sich in einem Bereich, der auf mikrobielle Umsetzungen der ungesättigten Zone zurückzuführen ist. Die Moorpegel 15 und 16, die Bodendrainage 13 und auch die Kranizsch (im Mai 2009) kennzeichnen bei angereicherten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werten den verstärkten atmosphärischen CO_2 - Einfluss. Während mikrobielle Prozesse im Frühjahr noch eine untergeordnete Rolle spielen, gewinnt der atmosphärische Input an Bedeutung. Dies wird an den Moorpegeln und der Bodendrainage klar. Letztlich zeichnet die Mischsignatur am Finalpegel jedoch eine durch mikrobielle Prozesse bestimmte Signatur aus, die ebenfalls durch atmosphärische Einflüsse überlagert ist. In Zusammenhang mit den höheren Nitratwerten des Vorfluters während der Frühjahrsmessung muss Stickstoffmineralisation der Streu, bedingt durch die isolierende Schneeschicht, stattfinden. Dies könnte eine Erklärung für die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte im Vorfluter sein. Auch hinsichtlich der $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Analytik wird der Anteil an Niederschlagssulfat deutlich, der teilweise unverändert zum Abfluss gelangt. Die Ressourcen für den Vorfluter sind während der Frühjahrsbeprobung in Zusammenhang mit den Sulfatkonzentrationen vorrangig im Basisabfluss und in den organischen Auflagen des Fichtenbestandes zu suchen, die die Direktabflüsse aus den Feuchtgebieten überprägen. Hinsichtlich der DOC - Fracht am Finalpegel ist kein negativer Einfluss des Moorsystems Große Säure am Abflussgeschehen ableitbar. Dies lässt eine Veränderung der Fließwege während der Schneeschmelzphase vermuten.

In der Zusammenschau erhöht die rückläufige Entwicklung der gesamtsauren Depositionen im Einzugsgebiet die Dynamik der DOC - Löslichkeit. In den Quellstandorten selbst ist Sulfat nur in geringen Mengen gelöst. Der Austrag erfolgt überwiegend durch vom Basisabfluss dominierte Standorte. Dies lässt sich auch aus dem Verhalten der mineralischen Gräben 8 - 10, der Torfstichrülle (18) und des Grundwassers ableiten. Eine Reaktion auf die Vorflut sowie ein witterungsbedingter Sulfathaushalt sind zu beobachten. Diese stehen in Zusammenhang mit dem dominierenden Abfluss.

Die Analytik der Wasser- und Sauerstoffisotopensignaturen am Wasser belegen die meteorische Herkunft der Wasserproben. Spannbreitenunterschiede zwischen den Beprobungen können Aussagen zur Verweildauer von Wässern erlauben. So lassen sich durch die Werte von $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ sowie $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ die mineralischen Gräben 8 - 10 sowie die Torfstichrülle (18) als basisabflussgesteuerte Systeme ausweisen. Dies stützen auch die hydrochemischen Messungen am Sulfat und Nitrat. In gleicher Weise geht eine Erhöhung der

Calciumwerte an vom Basisabfluss dominierten Standorten einher. Auch Neumeister (2009) beobachtet mittels DIFGA diesen Zusammenhang. Aus dem U-Test heraus (Tab. 7.4) lässt sich keine Unterscheidung des Grundwasser C - Pools von den mineralischen Gräben und den Bodendrainagen ableiten. So stellt das Bodensickerwasser, das im mineralischen Fichtenbestand einen nicht unwesentlichen Beitrag zum Basisabfluss leistet, ein Reservoir für die naheliegenden Gräben dar. Auch die $\delta^{13}\text{C}$ - Ergebnisse erlauben eine Zuordnung der Torfstichrülle zu den mineralischen Gräben 8 - 10. So liegt an Standort 10 das Festgestein nahe der Geländeoberfläche, was sich in einer Erhöhung des pH-Wertes sowie der Sulfat- und Calciumwerte ausdrückt. Die Gruppierung der benannten Gräben 8 - 10 und 18 verdeutlicht die Generierung des Zuflusses aus tiefer liegenden Strukturen. Die Speisung des Grabenwassers im mineralischen Fichtenforst erfolgt daher überwiegend aus dem Basisabfluss. Dies unterstreichen die Berechnungen von Münch et al. (2008) in der Wasserhaushaltsmodellierung mit Hilfe von AKWA M im Einzugsgebiet der Wilzsch. Durch kurzzeitige Niederschlagsereignisse findet ein stärkerer Austrag des Vorereigniswassers statt (Beudert & Breit 2008). Die Dominanz des Basisabflusses überträgt sich auf das reaktive Vorflutersystem der Wilzsch und der Kranizsch. Dies wird durch die $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ - Analytik belegt.

Die erhöhten DOC - Frachten im Vorfluter Wilzsch stammen (in Abhängigkeit von der Witterung) überwiegend aus den organischen Auflagen des mineralischen Fichtenbestandes. Diese gelangen bevorzugt über die Makroporen der Wurzeln, die den Abtransport von DOC und POC begünstigen, in den Vorfluter (Edom et al. 2009). Darüber hinaus sind die Signale aus dem Teileinzugsgebiet 12, die aufgrund der Nähe zum Finalpegel einem eingeschränkten Verdünnungseffekt unterliegen, stärker messbar. Ähnliche Signaturen sind aus dem mineralischen Bestand südlich des Kiebickenmoores zu vermuten, dessen Signalkraft am Finalpegel aufgrund der längeren Fließstrecke eine erhebliche Überprägung erfährt. Die gewonnenen Erkenntnisse unterstreichen die berechneten Frachten der Arbeitsgruppe Krüger et al. (2009), die die hohen Frachten an Aluminium (ca. 8 kg/ha/a), Calcium (ca. 35 kg/ha/a) und Sulfat (ca. 98 kg/ha/a) der Mineralverwitterung im Einzugsgebiet der oberen Wilzsch als auch dem atmosphärischen Eintrag zuschreiben. Die DOC - Gehalte der Moorwasserpegel der Großen Säure, dem Quellmesspunkt im Großen Kranichsee und dem Kiebickenmoor weisen auf einen enormen DOC - Pool dieser Standorte hin. Wie bereits die Arbeitsgruppe Grunewald & Schmidt (2005) feststellte, ist dies die Folge erhöhter pH - Werte und geringerer Schwefelionengehalte in Niederschlag und Bodenwasser, die infolge Desorption von Huminstoffen zu verstärkter Mobilisierung führen. Dieser Prozess findet ebenso in den organischen Auflagen des mineralischen Fichtenbestandes statt. Nur ist hinsichtlich der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$, $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ und $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Analytik kein Zusammenhang der moorgeprägten Standorte zum Finalpegel ableitbar. Dies liegt im Abflussverhalten dieser Komplexe und in der Entfernung zum Vorfluter begründet. So sind die isotoopen- und hydrochemischen Kennwerte der Großen Säure weder in der Kranizsch, der Torfstichrülle, noch in der Wilzsch an MP 2 messbar. Auch beschreiben Edom et al. (2009) das Abflussverhalten im Katotelm des Moorkörpers infolge verringerter hydraulischer Leitfähigkeit als sehr träges System. Im Ganzen unterstreicht dies vielmehr die Erkenntnis, dass ein Vorflutersystem im Verlauf des Fließweges verschiedensten Einflüssen und Umsetzungen ausgesetzt ist, die deren Chemismus prägen und damit eine raumbezogene Mischung der Wässer wiedergeben. Dieses Ergebnis unterstreichen verschiedene Arbeiten in bewaldeten Einzugsgebieten (Audorff & Beierkuhnlein 1999, Lischeid 1999, Temnerud & Bishop 2005, Aitkenhead et al. 1999).

9 Zusammenfassung

Veränderte Stoffausträge aus bewaldeten und zum Teil vermoorten hydrologischen Einzugsgebieten führen zu erhöhten Stoffkonzentrationen in den Vorflutern. In Trinkwasserschutzgebieten stellen insbesondere die gestiegenen Gehalte an gelösten organischen Kohlenstoffen (DOC) Mehraufwendungen seitens der Trinkwasseraufbereitung dar. Im Zuge der Wiedervernässung der Moorflächen kommt es zu relevanten bodenchemischen Veränderungen, die im Abfluss messbar sind. Die Wasserqualität der Vorfluter ist direkt relevant für die Rohwasserqualität der Talsperren. Daraus entstehen kontroverse Fachdiskussionen zwischen den Interessen des Naturschutzes und dem Anliegen der Wasserbehörden.

Im Fokus der Untersuchungen steht das hydrologische Einzugsgebiet der oberen Wilzsch im Westerzgebirge. Es bildet den Hauptzufluss der Trinkwassertalsperre Weiterswiese (Carlsfeld). Neben silikatischen Standorten prägen Moorflächen den Untersuchungsraum. Die fichtenbestandenen Wälder unterliegen überwiegend einer forstwirtschaftlichen Nutzung. Die räumliche Betrachtung der Teileinzugsgebiete des hydrologischen Einzugsgebietes der oberen Wilzsch ermöglicht, das Abflussgebiet in verschiedene Herkunftsräume zu gliedern. Dieser raumbezogene Ansatz leistet einen wesentlichen Beitrag in der Herkunftsanalytik von Wässern, deren Fließwege durch Standorte unterschiedlicher Nutzung geprägt sind.

Die Arbeit bedient sich dabei neben hydrochemischen Analysen multitraceranalytischen Verfahren. Die Analyse der stabilen Umweltisotope ^2H und ^{18}O am Wasser, ^{13}C am DIC und DOC, ^{34}S und ^{18}O am Sulfat sowie ^{15}N und ^{18}O am Nitrat hilft bei der Identifizierung von Stoffquellen und Transformationsprozessen. Die Arbeit verfolgte das Ziel, den Beitrag der verschiedenen Stoffsysteme am gesamten Stoffaustrag des Vorfluters aufzuzeigen sowie bei einem mittleren Jahresniederschlag von 1481 mm (Münch et al. 2008) die atmosphärische Grundlast an den Messstandorten nachzuweisen.

Im Einzugsgebiet der oberen Wilzsch wurden von Mai 2009 bis August 2010 fünf Beprobungskampagnen angelegt. Das Messdesign erstreckte sich auf 19 Standorte in ausgewählten Teileinzugsgebieten, die maßgeblichen Einfluss auf die Vorflut haben. Parallel dazu erfolgte die Untersuchung des Niederschlags an der Station Talsperre Weiterswiese. Erfasst wurden die Inhalte von Wässern verschiedener Mooregebiete, Moorwasserpegel unterschiedlich degradiierter Moorbereiche, Gräben und Bodendrainagen im Fichtenforst, der Torfstichrülle - ein Graben, der sich durch Zuflüsse von Moorflächen und einem Fichtenforst speist, der Vorfluter Wilzsch und Kranizsch und des Grundwassers im Fichtenforst. Das Analysenspektrum umfasste neben einer umfangreichen hydrochemischen Analytik die Untersuchung der bereits oben genannten natürlichen Umweltisotope. Zur Gruppierung der Herkunftsräume wurden die Messstandorte in sieben Klassen eingeteilt: Vorfluter Wilzsch, Kranizsch, Gräben mineralischer Standorte, Bodendrainagen, Moorflächen, Grundwasser und Schlusspegel der Wilzsch. Die Abhängigkeit des DOC - Austrags von hydrologischen und klimatischen Faktoren wurde durch statistische Tests auf saisonale Unterschiede geprüft. Neben deskriptiven Stichprobencharakterisierungen kamen parametrische und nicht parametrische Tests zum Vergleich zweier und Varianzanalysen zum Vergleich mehrerer Stichproben zur Anwendung. Die multivariaten Verfahren Faktoren- und Clusteranalyse dienten der Überprüfung der gruppierten Probenahmestellen.

Die gewichteten Mittelwerte der Niederschlagsanalytik (12.05.2009 bis 16.08.2010) zeigen Sulfat (1,7 mg/l), Nitrat (1,9 mg/l) sowie Ammonium (1,2 mg/l) als vorherrschende Ionen im Niederschlag und somit die Bedeutung der Stickstoffkomponenten in bewaldeten Einzugsgebieten. Die Analytik der $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ -

Werte ergibt einen Wertebereich von -3,7 bis 1,3 ‰ und die der $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ - Werte von 51,9 bis 75,1 ‰ mit jeweils leichteren Isotopenwerten im Frühjahr und Sommer und angereicherten im Winter. Die Ergebnisse der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Messungen variieren zwischen -17,5 und -3,4 ‰. Ein saisonaler Verlauf ist aus dem Datensatz nicht ableitbar. In Annahme der Abhängigkeit des DIC - Wertes im Niederschlag vom atmosphärischen CO_2 resultieren die angereicherten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte des Untersuchungsgebietes aus der Dominanz des atmosphärischen CO_2 . Die abgereicherten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte unterliegen den Einträgen aus der Verbrennung fossiler Energieträger. Ein leichter Einfluss aus der Methanoxiation im Untersuchungsgebiet ist ebenfalls nicht auszuschließen. Anhand der isotopischen Zusammensetzung von ^{18}O und ^2H am Niederschlag lassen sich saisonale Effekte ableiten. Die leichteren Isotopensignaturen von Ende Oktober bis Anfang Mai ergeben sich sowohl durch die Verdunstungstemperatur im Quellgebiet als auch durch die Lufttemperatur während der Kondensation im Lokalgebiet. In den Sommermonaten führt stärkere Evaporation zu einer Anreicherung der schweren Isotope in den Luftmassen. Die Differenz der $\delta^{18}\text{O}$ - Werte zwischen den Winter- und Sommermonaten beträgt 5,6 ‰. Die mehrheitliche Lage der Standortwässer auf der lokalen meteorischen Wasserlinie (LMWL) lässt auf überwiegend meteorisches Wasser an den Standorten schließen. Eine geringe Abweichung des Deuteriumexzesses ist durch die hohe Luftfeuchtigkeit während der Verdunstung in Sommermonaten zu erklären. Die Ergebnisse der Clusteranalyse als auch das $\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$ - Diagramm unterstreichen die saisonale Variabilität des Niederschlags an den Standortwässern. Sowohl die Gangliniendiagramme, als auch die Standardabweichungen lassen Schlussfolgerungen hinsichtlich der Verweilzeit von Wässern zu. Damit sind mittels $\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$ die Messstellen am Vorfluter Wilzsch, die Messstelle im Vorfluter Kranizsch an der Mündung zur Wilzsch, die Gräben im Fichtenforst (8 - 10) sowie die Torfstichrülle als basisabflussgesteuerte Systeme ausweisbar, während an den Moorwasserpegeln der Direktabfluss dominiert. Dies belegen ebenfalls die Ergebnisse des U-Tests sowie die Sulfat-, Nitrat- und Calciumwerte.

Die DOC - Analytik ergibt Konzentrationen zwischen 0,4 und 57,0 mg/l, die standortspezifische Unterschiede ausweisen. Signifikante Unterschiede sind zwischen den Gräben im Fichtenforst und der Kranizsch sowie den Moorstandorten belegbar. Auf den Vorfluter bezogen, können Verdünnungseffekte entlang des Fließweges beobachtet werden. Der Verdünnungseffekt während der regenreichen Perioden im Herbst 2009 und Sommer 2010 ist dabei deutlich geringer als zu anderen Messzeitpunkten. Die erhöhten Konzentrationen am Finalpegel der Wilzsch können nicht ursächlich mit den Quellbereichen der Moore in Verbindung gebracht werden, da die Konzentrationen der Quellstandorte über alle Beprobungen nahezu konstant sind. So zeigen die Mittelwertsunterschiede der DOC- und der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Analytik eine deutliche Trennung der Wilzschstandorte 1 - 4 vom Quellmesspunkt der Wilzsch (5). Die Wilzschstandorte 1 - 4 weisen $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Werte von -27,9 bis -27,6 ‰ und der Quellmesspunkt 5 abgereicherte $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - Werte von -29,2 ‰ auf. Die Gräben im mineralischen Fichtenforst, die Torfstichrülle sowie der Grundwasserpegel zeigen während der regenreichen Perioden einen deutlichen DOC - Schub. Der im silikatischen Teileinzugsgebiet liegende finale Pegel der Wilzsch zeigt ebenfalls stark erhöhte Konzentrationen ohne eine nennenswerte Verdünnung auf dem Fließweg. Die witterungsbedingten DOC - Frachten im Vorfluter Wilzsch stammen daher überwiegend aus den organischen Auflagen des mineralischen Fichtenbestandes. Die Mischsignatur am Finalpegel lässt durch die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte auf eine durch mikrobielle Prozesse der ungesättigten Zone bestimmte Signatur schließen, die durch atmosphärische Einflüsse überlagert ist. Das Maß des Einflusses beider Quellen variiert im Jahresgang. Zudem schließen die Isotopensignaturen von $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ sowie $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ einen direkten Einfluss aus dem Mooregebiet der Großen Säure aus.

Die geringen Sulfat- und Nitratkonzentrationen im Untersuchungsgebiet sind durch atmogene Einträge gesteuert. Für $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ ergibt sich eine Schwankungsbreite von -0,5 bis 8,2 ‰ und für $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ von -0,5 bis 7,0 ‰. Die $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Analytik verdeutlicht ebenfalls den hohen Anteil an Niederschlagssulfat, der in Abhän-

gigkeit von der Witterung teilweise unverändert zum Abfluss gelangt. Sowohl Nitrat als auch Sulfat korrelieren negativ mit DOC. Die geringen Sulfatgehalte von 6,6 mg/l der Standortwässer stehen in Zusammenhang mit der hohen Präsenz an DOC. In den Quellstandorten selbst ist Sulfat aufgrund der Sulfatretention nur in geringen Mengen gelöst. Über die Abflussbahnen der Torfstichrülle und der Kranizsch kann keine Beziehung zu den $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - Werten des Moores Große Säure abgeleitet werden. Der Sulfataustrag erfolgt überwiegend durch die vom Basisabfluss dominierten Standorte. Insgesamt zeigen sich am Finalpegel der Wilzsch starke Mischsignaturen, die sowohl auf atmosphärisch unverändertes Sulfat, als auch auf durch Mineralisation kohlenstoffgebundenen Schwefels zurückzuführen sind.

Während aus dem Mooregebiet der Großen Säure, dem Kiebickenmoor sowie dem Großen Kranichsee keine nennenswerten Nitratausträge messbar sind, liegen infolge Stickstoffmineralisierung die Ammoniumgehalte der Moorwasserstandorte und auch der Bodendrainagen beachtlich über den Gehalten der Gräben, des Grundwassers und der Vorfluter. Zudem haben die Moorwässer der Großen Säure, die Quellstandorte des Kiebickenmoors und des Großen Kranichsees abgereicherte $\delta^{15}\text{N}$ - Werte gemein. Ursächlich für die leichteren $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Werte von Moorwässern sind leichtere Werte von Streu und Bäumen im Torfkörper. Wobei feiner zersetztes Material gegenüber wenig zersetztem angereichert ist (Tiessen et al. 1984). Sowohl die NH_4 - Gehalte als auch die $\delta^{15}\text{N}$ - Werte bestätigten eine atmosphärische NH_4^+ - Quelle. Der atmogene Einfluss zeigt sich insbesondere während der starken Trockenperiode im August 2009. Hingegen kommt es hauptsächlich während der Schneeschmelze und starken Regenperioden zum direkten Austrag atmosphärischen Nitrats. Die Mischsignaturen am Finalpegel zeigen eine Überlagerung des atmosphärischen Nitrats durch Nitrat aus mikrobiellen Umsetzungsprozessen der Bodenzone. Während der nassen Perioden im November 2009 und August 2010 belegen die angereicherten $\delta^{15}\text{N}$ - Werte im Vorfluter eine Verbindung zu den Wässern der Gräben 8 - 10, den Bodendrainagen im Fichtenforst sowie dem Grundwasser.

Die isopenchemische Charakteristik im Vorfluter setzt sich aus den Signalen der Ursprungsgebiete zusammen, die auf ihren Fließwegen Veränderungen unterliegen. Aus den Ergebnissen der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -, $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ -, $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - und $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ - Analytik ist kein unmittelbarer Zusammenhang der Werte des Finalpegels Wilzsch zu den Werten der moorgeprägten Standorte herstellbar. Die DOC - Gehalte am Ausfluss der Wilzsch sind nicht auf die Stoffumsätze in den Moorflächen zurückzuführen. Dies begründet sich aus dem Abflussverhalten dieser Systeme sowie der Entfernung zum Finalpegel. Hingegen haben die Signale aus den naheliegenden Teileinzugsgebieten aufgrund geringerer Verdünnung einen stärker messbaren Anteil im Vorfluter. Hinzu kommt die weitaus größere Dominanz der basisabflussgesteuerten silikatischen Standorte im Fichtenforst der naheliegenden Teileinzugsgebiete am Abflussgeschehen. Durch die Bedeutung des Basisabflusses am Gebietswasserhaushalt des Pegels Wilzsch, fallen die direktabflussgesteuerten Moorsysteme weniger ins Gewicht. Extreme Witterungen beeinflussen die isopenchemische sowie hydrochemische Zusammensetzung der Wässer auch in Hinblick auf das zum Abfluss kommende Wasservolumen. Je nach Lage bzw. Entfernung der Ursprungsgebiete ist der Anteil des DOC - Exports unterschiedlich stark. So sind die DOC - Austräge saisonal sehr verschieden. Daher sollten Einzugsgebietsuntersuchungen immer im gesamten hydrologischen Jahr betrachtet werden.

Im Ergebnis der durchgeführten Untersuchungen und kritischer Analyse des derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstandes lässt sich resümieren, dass der hydrochemische Beitrag - im Besonderen DOC - der unterschiedlichen Stoffsysteme des hydrologischen Einzugsgebietes letztlich am finalen Pegel der Wilzsch messbar ist. Dabei leisten die Fichtenforste einen wesentlichen Anteil zum hydrochemischen Milieu der Vorfluter. Die im Untersuchungsgebiet eingeleiteten Renaturierungsmaßnahmen beeinflussen die Trinkwasserqualität in der Talsperre Carlsfeld nicht. Die Analytik ermöglicht ebenfalls eine Abgrenzung der atmosphärischen Grundlast im Untersuchungsgebiet. Atmogen eingetragene Stoffe und deren Transforma-

tionen können an den Standorten ausgewiesen werden.

Das viel diskutierte Problem des bedeutsamen Eintrages organischer Kohlenstoffe in die Vorfluter liegt auch in der Flächennutzung und -belastung der Vergangenheit begründet. Im Einzugsgebiet der Talsperre befinden sich große Fichtenmonokulturen. Fichten kämmen verstärkt Nebel aus und damit auch die atmosphärischen Säurebildner. Auch ist die Fichtenstreu schwer zersetzbar und befördert die Versauerung des Bodens. Ein verstärkter Austrag von organischen Kohlenstoffen und Metallen ist die Folge. Ein wesentlicher Hebel zur Reduktion des diesbezüglichen Stoffeintrages ist aus dem Waldumbau zu erwarten. Laub- und Mischwald reduzieren diese negativen Effekte. Eine intensive Fichtenmonokultur ist vor diesem Hintergrund nicht mehr zeitgemäß.

10 Ausblick

Die Klärung der Herkunft sowie der Ursachen der Schwankungen des DOC - Austrags im Einzugsgebiet der oberen Wilzsch sind sehr komplex. Das teileinzugsgebietsbezogene Messdesign eignet sich für Aussagen zu Quellen und Transformationen unterschiedlicher Stoffsysteme sehr gut. Dabei hat sich gerade die Anwendung multitraceranalytischer Verfahren als positiv erwiesen. Für die Einzugsgebietsforschung ist die Kopplung von hydrochemischen und isotochenchemischen Daten unbedingt zu empfehlen. Letztlich ist die Auswahl der Umweltisotope einzugsgebietsabhängig. Gerade die Anwendung von $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ und $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ sowie $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ ist nur zielführend, wenn diese Stoffe im System ausreichend vorhanden und für die Fragestellung hilfreich sind. Hinsichtlich ähnlich gelagerter Forschungsprojekte wäre dies besonders relevant.

Für die Erforschung räumlich eingegrenzter und damit standortspezifischer Prozessabläufe bietet sich eine engmaschigere Anlage der Messpunkte an, als dies für diese Forschungsvorhaben notwendig war. Auch könnten Untersuchungen unmittelbar nach extremen Witterungen weitreichendere Informationen zu ereignisbezogenen Events liefern.

In Hinblick auf die Variabilität des hydrologischen Regimes wäre zu überlegen, ob die traceranalytischen Untersuchungen über mehrere Jahre noch belastbarere Ergebnisse liefern könnten. Auch wäre dadurch für Folgeforschungen die Möglichkeit gegeben, Auswirkungen eines veränderten atmosphärischen Stoffeintrags auf die verschiedenen Systeme transparent zu machen. Ein weiterer Niederschlagssammler im Bestand könnte die Aufklärung atmosphärischer Stoffeinträge und deren Umsetzung in bewaldeten Gebieten erleichtern.

Ein Vergleich von Einzugsgebieten, die hinsichtlich ihrer Moorflächen und Fichtenforste in unterschiedlicher Entfernung zum Vorfluter liegen, würde vermutlich hinreichendere Erkenntnisse über den beobachteten Verdünnungseffekt der DOC im Vorfluter liefern können.

Die Mooregebiete stellen einen wichtigen Nitratspeicher dar. Die angewandte $\delta^{15}\text{N}$ - Analytik wäre auch geeignet, Informationen über den Grad der Humifizierung zu liefern. Im Bereich der Moorforschung wäre dies besonders im Hinblick auf Wiedervernässungsprozesse relevant.

Erwähnt werden soll an dieser Stelle auch noch einmal, dass durch den Waldumbau im Einzugsgebiet positive Effekte auf die Trinkwasserqualität zu erwarten sind. Dabei handelt es sich um sehr langfristig angelegte Projekte, die aber hinsichtlich einer wissenschaftlichen Begleitung sehr anspruchsvoll sind. Die Ressource Wasser wird aber in den nächsten Jahrzehnten weiter an Bedeutung gewinnen. Damit sind solche Fragestellungen zunehmend bedeutsamer.

11 Referenzen

- Abraham, J., Berger, F., Ciechanowicz-Kusztal, R., Jodłowska-Opyd, G., Kallweit, D. & Keder, J. (2003): Gemeinsamer Bericht zur Luftqualität im Schwarzen Dreieck 2002, ČHMÚ, WIOŚ, LfUG, UBA: 81 S.
- Agren, A., Jansson, M. Ivarsson, H., Bishop, K. & Seibert, J. (2008a): Seasonal and runoff-related changes in total organic carbon concentrations in the River Öre, Northern Sweden.- *Aquatic Sciences* 70: 21-29, Dübendorf.
- Ågren A., Buffam I., Berggren M., Bishop K., Jansson M. & Laudon, H. (2008b): Dissolved organic carbon characteristics in boreal streams in a forest-wetland gradient during the transition between winter and summer.- *Geophysical Research-Biogeosciences* 113: G03031.
- Alvarado, R. T., Vives, F. R., Fernández, F. J. & Sosa, I. B. (2005): Methanogenesis and methane oxidation in wetlands. Implications in the global carbon cycle.- *Hydrobiológica* 15, 3: 327-349.
- Aitkenhead, J. A., Hope, D. & Billett, M. F. (1999): The relationship between dissolved organic carbon in stream water and soil organic carbon pools at different spatial scales.- *Hydrological Processes* 13: 1289 – 1302.
- Amiotte-Suchet, P., Aubert, D., Probst, J.-L., Gauthier-Lafaye, F., Probst, A., Andreux, F. & Viville, D., (1999): $\delta^{13}\text{C}$ pattern of dissolved inorganic carbon in a small granitic catchment : the Strengbach case study (Vosges mountains, France).- *Chemical Geology* 159: 129–145.
- Amiotte-Suchet, P., Linglois, N., Leveque, J. & Andreux, F. (2007): ^{13}C composition of dissolved organic carbon in upland forested catchments of the Morvan Mountains (France): Influence of coniferous and deciduous vegetation.- *Journal of Hydrology* 335: 354–364.
- Amundson, R., Austin, A.T., Schuur, E.A.G., Yoo, K., Matzek, V., Kendall, C., Uebersax, A., Brenner, D. & Baisden, W.T. (2003): Global patterns of the isotopic composition of soil and plant nitrogen.- *Glob. Biogeochemical Cycles* 17,1: 31-1-31-10.
- Andersson, J. O. & Nyberg, L. (2008): Spatial variation of wetlands and flux of dissolved organic carbon in boreal headwater streams.- *Hydrological Processes* 22, 12: 1965-1975.
- Audorff, V. & Beierkuhnlein, C (1999): Versauerung und Stoffausträge von Quelleinzugsgebieten.- In: Beierkuhnlein, C. & Gollan, T. (Hrsg.): *Ökologie silikatischer Waldquellen in Mitteleuropa*.- Bayreuther Forum Ökologie 71, Bayreuth: 256 S.
- Bauer, J.E. (2002): Carbon isotopic composition of DOM.- In: Hansell, D.A., Carlson, C.A. (Hrsg): *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*, New York: 405–453.
- Bauer, J.E & Bianchi, T.S (2011): Dissolved organic carbon cycling and transformation.- In: Wolanski, E. & McLusky, D.S. (Hrsg.): *Treatise on Estuarine and Coastal Science* 5: 7–67.
- Bellamy, P.H., Loveland, P. J., Bradley, R.I., Lark, R.M. & Kirk, G.J. (2005): Carbon losses from all soils across England and Wales 1978 - 2003.- *Nature* 437: 245-248.

- Bengtsson, G. & Törnemann, N. (2004): Dissolved organic carbon dynamics in the peat-streamwater interface.- *Biogeochemistry* 70: 93-116.
- Beudert, B. (1999): Veränderungen im Stoffhaushalt eines abgestorbenen Fichtenökosystems im Forellenbachgebiet des Nationalparks Bayerischer Wald.- In: Einzugsgebiet Große Ohe – 20 Jahre hydrologische Forschung im Bayerischen Wald. Schriftenreihen Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe, Heft 7, Grafenau: 162 S.
- Bierhals, E.(1994): Zum Niedersächsischen Moorschutzprogramm.- *NNA-Berichte* 7,2: 20-21.
- Blankenburg, J. (1993): Abtorfungsverfahren und Wiedervernäßbarkeit.- *Telma* 23: 85 - 93.
- Bishop, K., Seibert, J., Köhler, S. & Laudon, H. (2004): Resolving the Double Paradox of rapidly mobilized old water with highly variable responses in runoff chemistry.- *Hydrological Processes* 18: 185-189.
- Blüthgen, J. & Weischet, W. (1980): Allgemeine Klimageographie. 3. Auflage, Berlin, New York: 893 S.
- Böhnert, W., Romberg, H., Walther, S., Scholz, A., & Röder, M. (1994): Inventarisierung im Naturschutzgebiet „Großer Kranichsee“ (Teil 1). Im Auftrag des StUFA Plauen: 49 S.
- Boström, B., Comstedt, D. & Ekblad, A. (2007): Isotope fractionation and ^{13}C enrichment in soil profiles during the decomposition of soil organic matter.- *Oecologia* 153: 89–98.
- Bragazza, L. & Iacumin, P. (2009): Seasonal variation in carbon isotopic composition of bog plant litter during 3 years of field decomposition.- *Biology and Fertility of Soils* 46: 73-77.
- Bramer, H., Hendl, M., Marcinek, J., Nitz, B., Ruchholz, K. & Slobodda, S. (1991): Physische Geographie – Mecklenburg - Vorpommern, Brandenburg, Sachsen - Anhalt, Sachsen, Thüringen, Gotha: 627 S.
- Beudert, B. & Breit, W. (2008): Integrated Monitoring Programm an der Messstelle Forellenbach im Nationalpark Bayerischer Wald. Untersuchungen zu Prozessen und Räumen der Hochwasserbildung im Forellenbachgebiet. Studie des Umweltbundesamtes. 52 S.
- Bräuer, H. (1970): Spurenelementgehalte in granitischen Gesteinen des Thüringer Waldes und des Erzgebirges.- In: Geochemie granitoider Gesteine im Erzgebirge und Thüringer Wald.- *Freiberger Forschungshelfte C259*: 83-139.
- Brady, N. C. & Weil, R. R. (1996): The nature and properties of soils. 11. Aufl., Upper Saddle River: 740 S.
- Bühl, A. & Zöfel, P. (2002): SPSS 11: Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. 8. Aufl., München: 757 S.
- Bullen, T.D., Krabbenhoft, D.P., & Kendall, C. (1996): Kinetic and mineralogic controls on the evolution of groundwater chemistry and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ in a sandy silicate aquifer, northern Wisconsin.- *Geochimica et Cosmochimica Acta* 60: 1807-1821.
- Burns, D. A. & Kendall, C. (2002): Analysis of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ to differentiate NO_3^- sources in runoff at two watersheds in the Catskill Mountains of New York.- *Water Resources Research* 38,5: 9-1-9.11.
- Campbell, D.H., Kendall, C., Chang, C.C.Y, Silva, S.R. (2002): Pathways for nitrate release from an alpine watershed: Determination using $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$.- *Water resources research* 38, 5: 10-1-10-9.
- Cerling, T. E., Solomon, D.K., Quade, J. & Bowman, J.R. (1991): On the isotopic composition of carbon

- in soil carbon dioxide.- *Geochimica et Cosmochimica Acta* 55: 3403–3405.
- Cerling, T. E. & Quade, J. (1993): Stable carbon and oxygen isotopes in soil carbonates Climate Change in Continental Isotopic Records.- *Geophysical Monograph* 78: 217–231.
- Chourchesne, F. & Hendershot, W.H. (1990): The role of basic aluminum sulfate minerals in controlling sulfate retention in the mineral horizons of two spodosols.- *Soil Science* 150: 571 – 578.
- Clark, J.M., Lane, S. N.; Chapman, P. J. & Adamson, J. K. (2007a): Export of dissolved organic carbon from an upland peatland during storm events: Implications for flux estimates.- *Journal of Hydrology* 347: 438– 447.
- Clark, J.M., Bottrell, S.H., Evans, C.D., Monteith, D.T., Bartlett, R., Rose, R., Newton R.J. & Chapman, P. J. (2007b): The importance of the relationship between scale and process in understanding long-term DOC dynamics.- *Science of The Total Environment* 408, 13: 2768–2775.
- Clark, J.M., Lane, S. N., Chapman, P. J. & Adamson, J. K. (2008): Link between DOC in near surface peat and stream water in an upland catchment.- *Science of the Total Environment* 404 (2–3): 308–315.
- Clark, I. & Fritz, P. (1999): *Environmental Isotopes in Hydrogeology*. New York: 328 S.
- Clymo, R. S. & Bryant, C. L. (2008): Diffusion and mass flow of dissolved carbon dioxide, methane and dissolved organic carbon in a 7 – m deep raised peat bog.- *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72,8: 2048-2066.
- Cory, R. M., Green, S. A. & Pregitzer, K. S. (2004): Dissolved organic matter concentration and composition in the forests and streams of Olympic National Park, WA.- *Biogeochemistry* 67: 269-288.
- Curtis, C. J., Heaton, T. H. E., Simpson, G. L., Evans, C. D., Shilland, J. & Turner, S. (2012): Dominance of biologically produced nitrate in upland waters of Great Britain indicated by stable isotopes.- *Biogeochemistry* 111(1-3): 535 – 554.
- Davidson, G.R., (1995): The stable isotopic composition and measurement of carbon in soils CO₂. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59, 2485–2489.
- Dawson, J.J.C., Soulsby, C., Tetzlaff, D., Hrachowitz, M., Dunn, S. M. & Malcolm, I. A. (2008): Influence of hydrology and seasonality on DOC exports from three contrasting upland catchments.- *Biogeochemistry* 90: 93-113.
- Deines, P. (1980): The isotopic composition of reduced carbon.- In: Fritz, P., Fontes, J.C. (Hrsg.): *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*, New York: 329–406.
- Dillon, P.J. & Molot, L. (1997): Dissolved organic and inorganic carbon mass balances in central Ontario lakes.- *Biogeochemistry* 36: 29–42.
- Drigo, B., Kowalchuk, G.A. & van Veen, J.A. (2008): Climate change goes underground: effects of elevated atmospheric CO₂ on microbial community structure and activities in the rhizosphere. *Biology and Fertility of Soils* 44: 667–679.
- Durka, W., Giesemann, A., Schulze, E.-D. & Jäger, H.-J. (1999): Stable sulfur isotopes in forest spring waters from the Fichtelgebirge (Germany).- *Isotopes Environmental Health Studies* 35: 237-249.
- Durka, W. (1994a): *Isotopenchemie des Nitrat, Nitrataustrag, Wasserchemie und Vegetation von*

- Waldquellen im Fichtelgebirge (NO-Bayern). Dissertation.- Bayreuther Forum Ökologie 11, Bayreuth: 197 S.
- Durka, W., E.-D. Schulze, Gebauer, G. & S. Voerkelius (1994b): Effects of forest decline on uptake and leaching of deposited nitrate determined from ^{15}N and ^{18}O measurements.- *Nature* 372: 765–767.
- DVWK (1993): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben – Grundwasseruntersuchung und Probenahme. Regeln 128. Hamburg, Berlin.
- DVWK (1994): Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition. Merkblatt 229. Bonn.
- Edom, F. (1999): Notwendigkeit des Schutzes und Gefährdungspotentiale für waldumgebende Kleinmoore aus hydrologischer Sicht.- In Matthias Schrack (Hrsg.): *Waldmoore und Moorwälder in der Radeburger und Laußnitzer Heide*. Veröffentlichungen des Museums Westlausitz Kamenz, Tagungsband, Kamenz: 83 – 94.
- Edom, F., Dittrich, I., Kessler, K. & Goldacker, S. (2005): Hydrologisches Gutachten für die wasserrechtliche Genehmigung von Maßnahmen zur Wiedervernässung des Mooregebietes „Große Säure“. Dr. Dittrich & Partner Hydro-consult GmbH & HYDROTELM im Auftrag des RP Chemnitz.
- Edom, F., Michaelis, D., Stegmann, H., Kessler, K., Schlöffel, M., Dienemann, H. & Dittrich, I. (2009a): Torfschichtung im Ostteil der „Großen Säure“ als Grundlage für das wasserchemische Monitoring und das FFH-Management. HYDROTELM im Auftrag der Landesdirektion Chemnitz.
- Edom, F., Stegmann, H., Dittrich, I., Kessler, K. & Schua, K. (2009b): Geoökologische und hydrologische Prinzipien eines möglichen Huminstoffrückhaltes in sauren Mooren. Erkenntnisstand und Versuch einer Synthese. Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH & HYDROTELM im Auftrag der Landesdirektion Chemnitz: 28 S.
- Elliott, E.M., Kendall, C. Burns, D.A., Boyer, E.W., Harlin, K., Wankel, S.D., Butler, T.J. & Carlton, R. (2006): Nitrate isotopes in precipitation to distinguish NO_x sources, atmospheric processes, and source areas in the United States.- *Eos (Transaction of the American Geophysical Union)*, 87 (36).
- Eigner, J. & E. Schmatzler (1991): *Handbuch des Hochmoorschutzes - Bedeutung, Pflege, Entwicklung*, Steinfurt: 158 S.
- Epstein, S. & Mayeda, T. (1953): Variations of O^{18} content of waters from natural sources. *Geochemica et Cosmochimica Acta* 4: 213-224.
- Ehleringer, J.R., Buchmann, N. & Flanagan, L.B. (2000): Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes.- *Ecological Applications* 10: 412–422.
- Ekström, S.M., Kritzberg, E.S., Kleja, D.B., Larsson, N., Nilsson, P.A., Granéli, W. & Bergkvist, B. (2011): Effect of acid deposition on quantity and quality of dissolved organic matter in soil-water.- *Environmental Science Technology* 45: 4733–4739.
- Evans, C. D & Monteith, D. T. (2001): Chemical trends at lakes and streams in the UK Acid Waters Monitoring Network, 1988-2000: Evidence for recent recovery at a national scale.- *Hydrology and Earth System Sciences* 5,3: 351–366.
- Evans, C.D., Cullen, J.M., Alewell, C., Kopáček, J., Marchetto A., Moldan, F. Prechtel, A., Rogora, M., Veselý J. & Wright, R. (2001): Recovery from acidification in European surface waters.- *Hydrology and*

- Earth System Sciences 5,3: 283–297.
- Evans, C. D, Monteith, D. T. & Cooper, D.M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts.- *Environmental Pollution*, 137,1: 55–71.
- Evans, C. D, Chapman, P. J., Clark, J., Monteith, D. T. & Dresser, M. S. (2006): Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils.- *Global Change Biology*, 12 (11): 2044–2053.
- Evans, C. D, Jones, T. G., Burden, A., Ostle, N., Zielinski, P., Cooper, M.D.A., Peacock, M., Clark, J., Lulehle, F., Cooper, D. & Freeman, C. (2012): Acidity controls on dissolved organic carbon mobility in organic soils.- *Global Change Biology* 18, 11: 3317–3331.
- Fernandez, I., González-Prieto, S. J. & Cabaneiro, A. (2005): ^{13}C -isotopic fingerprint of *Pinus pinaster* Ait. and *Pinus sylvestris* L. wood related to the quality of standing tree mass in forests from NW Spain. *Rapid Communication in Mass Spectrometry* 19: 3199-3206.
- Findlay, S. (2005): Increased carbon transport in the Hudson River: unexpected consequence of nitrogen deposition?.- *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 133–137.
- Finlay, J. C. & Kendall, C. (2007): Stable isotope tracing of temporal and spatial variability in organic matter sources to freshwater ecosystems.- In: Michener, R. & Lajtha, K. (Hrsg): *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. 2. Aufl., Malden, Oxford, Victoria: 283-333.
- Flemming, G. (2001): *Angewandte Klimatologie von Sachsen. Basis- und Zustandsklima im Überblick.- Tharandter Klimaprotokolle Band 4*: 154 S.
- Frank S., Tiemeyer B., Gelbrecht J. & Freibauer A. (2013): High soil solution carbon und nitrogen concentrations in a drained Atlantic bog are reduced to natural levels by 10 yr of rewetting.- *Biogeosciences Discussion* 10: 15809–15849.
- Freeman, C., Evans, C. D., Monteith, D. T., Reynolds B. & Fenner, N. (2001a): Export of organic carbon from peat soils.- *Nature* 412, 785.<http://www.nature.com/nature/journal/v412/n6849/full/412785a0.html> - a1.
- Freeman, C., Ostle, N., Kang, H. (2001b): An enzymic 'latch' on a global carbon store.- *Nature* 409: 149.
- Freyer, H.D. (1991): Seasonal variation of $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratios in atmospheric nitrate species.- *Tellus* 43: 30–44.
- Freyer, H.D., Kley, D., Volz-Thomas, A. & Kobel, K. (1993): On the interaction of isotopic exchange processes with photochemical reactions in atmospheric oxides of nitrogen.- *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 98: 14791-14796.
- Friedrich, C., Leuner, S. & Neumeister, H. (2009): Aufnahme und Interpretation von Bodenprofilen im Untersuchungsgebiet Große Säure.- In: Krüger, A., Neumeister, H., Friedrich, C., Leuner, S. & Adler, P. (2009): Erarbeitung und Erprobung eines Monitoringkonzeptes für hydrochemische Parameter im Einzugsgebiet der oberen Wilzsch und dem regenerierenden Moor Große Säure. Abschlussbericht. Univ. Leipzig, Inst. f. Geographie. Im Auftrag des RP Chemnitz.
- Frost, P.C., Larson, J.H., Johnston, C.A., Young, K.C., Maurice, P.A., Lamberti, G.A. & Bridgham, S.D. (2006): Landscape predictors of stream dissolved organic matter concentration and physicochemistry

- in a Lake Superior river watershed.- *Aquatic Sciences – Research Across Boundaries* 68,1: 40-51.
- Giesemann, A., Jäger, H. –J., Krouse, H. R. & Brand, W. A. (1994): On-line sulfur-isotope determination using an elemental analyzer coupled to a mass spectrometer.- *Analytical Chemistry* 66,18: 2816-2819.
- Göttlich, K. (Hrsg.) (1990): *Moor- und Torfkunde*. 3. Aufl., Stuttgart: 529 S.
- Górka, M., Sauer, P. E., Lewicka-Szczebak, D. & Jedrysek, M.-O. (2011): Carbon isotope signature of dissolved inorganic carbon (DIC) in precipitation and atmospheric CO₂.- *Environmental Pollution* 159: 294-301.
- Gräbner, H. & Zinke, P. (2001): Wiedervernässung im Mooregebiet Scheibener Heide – Situation, Probleme und praktische Erfahrungen. – *Naturschutzarbeit in Sachsen* 43, Dresden: 49 – 60.
- Grøn, C., Wassenaar, L. I. & Krog, M. (1996): Origin and structures of groundwater humic substances from three Danish aquifers.- *Environment International* 22, 5: 519–534.
- Grunewald, K., Böhm, A. K. & Scheithauer, J. (2004): Analyse der Auswirkungen regulierender Eingriffe in den Wasser- und Stoffhaushalt von Moor-Anmoor-Komplexen im Erzgebirge am Beispiel des Einzugsgebietes der Trinkwassertalsperre Carlsfeld. Im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen. Technische Universität Dresden: 44 S.
- Grunewald, K. & Schmidt, W. (Hrsg.) (2005): Problematische Huminstoffeinträge in Oberflächengewässer im Erzgebirge. Ursachen-Trinkwasserrelevanz-Prognosen-Maßnahmen. Beiträge zur Landschaftsforschung Bd. 2, Berlin: 221 S.
- Haake, R. & Körber, H.G. (1973): *Klima und Witterung im Erzgebirge*. bearb. vom Hydrometeorologický Ústav d. ČSSR u. vom Meteorolog. Dienst d. DDR.- Berlin: 166 S.
- Hejzlar, J., Dubrovský, M., Buchtele, J. & Růžicka, M. (2003): The apparent and potential effects of climate change on the inferred concentration of dissolved organic matter in a temperate stream (the Malše River, South Bohemia).- *Science of The Total Environment* 310 (1–3), 1: 143–152.
- Hobbie, E. A. & Quimette, A. P. (2009): Controls of nitrogen isotope patterns in soil profiles. *Biogeochemistry* 95: 355-371
- Höll, K. (2002): *Wasser – Nutzung im Kreislauf – Hygiene, Analyse und Bewertung*. Berlin, New York: 955 S.
- Höll, B. S., Fiedler, S., Jungkunst, H. F., Kalbitz, K., Freibauer, A., Drösler, M. & Stahr, K. (2009): Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peatland restoration.- *Science of the Total Environment* 408: 78 – 83.
- Holt, B. D., Kumar, R. & Cunningham, P. T. (1981): Oxygen-18 study of the aqueous-phase oxidation of sulphur dioxide.- *Atmospheric Environment* 15: 557-566.
- Hongve, D., Riise, G. & Kristiansen, J. F. (2004): Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water – a result of increased precipitation?- *Aquatic Science* 66: 231–238.
- Hongve, D. (1999): Production of dissolved organic carbon in forested catchments.- *Journal of Hydrology* 224: 91-99.

- Hornberger, G. M., Bencala, K. E. & McKnight, D. M. (1994): Hydrological controls on dissolved organic carbon during snowmelt in the Snake River near Montezuma, Colorado.- *Biogeochemistry* 25: 147-165.
- Hruška, J., Krám, P. & Schwarz, O. (1999): Saurer Regen ist immer noch aktuell. Modell der langfristigen Azidifikation von Waldböden. -LP 6. www.silvarium.com (14.07.1999).
- Hruška, J., Moldan, F. & Krám, P. (2002): Recovery from acidification in central Europe—observed and predicted changes of soil and streamwater chemistry in the Lysina catchment, Czech Republic.- *Environmental Pollution* 120: 261–274.
- Hultine, K. R. & Marshall, J. D. (2000): Altitude trends in conifer leaf morphology and stable carbon isotope composition.- *Oecologia* 123,1: 32-40.
- Hydrometeorologický Ústav d. ČSSR & Meteorolog. Dienst d. DDR (Redaktion: Haake, R. & Körber, H. G.) (1973): Klima und Witterung im Erzgebirge. Abh. Meteorologischer Dienst der DDR, Bd 13, Akademie Verlag.-Berlin: 166 S.
- Ingraham, N. L. (2006): Isotopic variations in precipitation.- In: Kendall, C. & McDonnell, J. (Hrsg.)(2006): *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*, Amsterdam: 87-118.
- Ingraham, N. L. & Taylor, B. E. (1991): Light Stable Isotope Systematics of Large-Scale Hydrologic Regimes in California and Nevada.- *Water Resource Research* 27: 77-90.
- Ivarsson, H. & Jansson, M. (1994): Temporal variations in the concentration and character of dissolved organic matter in a highly coloured stream in the coastal zone of northern Sweden.- *Archiv für Hydrobiologie* 132: 45-55.
- Janssen, J. & Laatz, W. (2007): *Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows – Eine anwendungsorientierte Einführung in das Basissystem und das Modul Exakte Tests*. 6. Aufl., Berlin, Heidelberg: 817 S.
- Johannsen, A., Dähnke, K. & Emeis, K. (2008): Isotopic composition of nitrate in five German rivers discharging into the North Sea Organic.- *Geochemistry* 39: 1678–1689.
- Johnson, D. W. & Todd, D. E. (1983): Some relationships among Fe, Al and SO_4^{2-} in a variety of forest soils.- *Soil Science Society of American Journal* 47: 792-800.
- Joosten, H. & Clarke, D. (2002): The wise use of mires and peatlands. <http://www.mirewiseuse.com/> (16.5.2011).
- Kalbitz, K., Geyer, W. & Geyer, S. (1999): Spectroscopic properties of dissolved humic substances - a reflection of land use history in a fen area.- *Biogeochemistry* 47: 219–238.
- Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A. & Hedmark, A. (2010): Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review.- *Wetlands* 30: 111 -124.
- Kendall, C. (1993): Impact of isotopic heterogeneity in shallow systems on stormflow generation. Ph.D. Dissertation, University of Maryland, College Park: 310 S.
- Kendall, C. (1998): Tracing nitrogen sources and cycling in catchments.- In: Kendall, C. & McDonnell, J. (Hrsg.): *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. <http://www.rcamnl.wr.usgs.gov/isoig/isopubs/>

Fig16-6c.gif (26.5.2013).

- Kendall, C. (2006): Tracing nitrogen sources and cycling in catchments.- In: Kendall, C. & McDonnell, J. (Hrsg.): *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*.- Amsterdam: 519-576.
- Kendall, C. & McDonnell, J.(Hrsg.)(2006): *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*, Amsterdam: 839 S.
- Kendall, C., Elliott, E.M. & Wankel, S.D. (2007): Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystems.- In: Michener R, Lajtha K (Hrsg.): *Stable isotopes in ecology and environmental science*, Oxford: 375–449.
- Kendall, C., Doctor, D. H. & Young, M. B. (2014): Environmental isotope applications in hydrologic studies. Reference module in earth systems and environmental sciences treatise on geochemistry (Second Edition): 273–327.
- Kessler, K., Edom, F., Dittrich, I. unter Mitarbeit von Wendel, D. & Feger, K.-H. (2011): Erstellung eines Fachkonzepts für ein landesweites Informationssystem zur Lage und Verbreitung von Mooren und anderen organischen Nassstandorten (SIMON).- Schriftenreihe des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 14.
- Köhler, S.J., Hruška, J. & Bishop, K. (1999): Influence of organic acidsite density on pH modelling of Swedish lakes.- *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 56,8: 1461-1470.
- Knief, S. (1998): Isotopenbiogeochemische Untersuchungen über Umsetzungsprozesse des Schwefels in Agrarökosystemen mittels der stabilen Isotope ^{34}S and ^{18}O . Dissertation Universität München, UFZ-Bericht 12/1998.
- Knöller, K. & Trettin, R., (2003): Isotopenanalytische Bewertung des Sulfathaushaltes in landwirtschaftlich genutzten Wassergewinnungsgebieten: Abschlussbericht zum Teilprojekt 4 des BMBF-Verbundvorhabens; Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen.-UfZ-Bericht, 2003, 16. Leipzig, Halle: 157 S.
- Knöller, K., Trettin, R., and Strauch, G., (2005): Sulphur cycling in the drinking water catchment area of Torgau-Mockritz (Germany): insights from hydrochemical and stable isotope investigations.- *Hydrological Processes* 19: 3445-3465.
- Kracht, O. & Gleixner, G. (2000): Isotope analysis of pyrolysis products from Sphagnum peat and dissolved organic matter from a bog water.- *Organic Geochemistry* 31: 645 - 654.
- Krüger, A. & H. Neumeister (2001): Fichtenforst und Hochmoore im Einzugsgebiet von Trinkwassertalsperren in ihrer Wirkung auf den Stoffhaushalt.- *Geoökodynamik* 22 (2001/2-3): 160-190.
- Krüger, A., Neumeister, H., Friedrich, C., Leuner, S. & Adler, P. (2009): Erarbeitung und Erprobung eines Monitoringkonzeptes für hydrochemische Parameter im Einzugsgebiet der oberen Wilzsch und dem regenerierenden Moor Große Säure. Abschlussbericht. Univ. Leipzig, Inst. f. Geographie. Im Auftrag des RP Chemnitz.
- Laudon, H., Hemond H.F., Krouse, R. & Bishop, K. (2002): Oxygen 18 fractionation during snowmelt: implications for spring flood hydrograph separation.-*Water Resources Research* 38,11: 1258-1268.
- Laudon, H., Köhler, S. & Buffam, I. (2004): Seasonal TOC export from seven boreal catchments in

- northern Sweden.- *Aquatic Sciences* 66: 224-230.
- Ledesma, J. L., Köhler, S. J. & Futter M. N. (2012): Long-term dynamics of dissolved organic carbon: Implications for drinking water supply.- *Science of the Total Environment* 432: 1-11.
- Lischeid, G. (1999): Woher kommt das Wasser? Abflussgenerierung in kleinen bewaldeten Einzugsgebieten.- In: Beierkuhnlein, C. & Gollan, T. (Hrsg.) (1999): *Ökologie silikatischer Waldquellen in Mitteleuropa*.- Bayreuter Forum Ökologie 71: 9-16.
- Lorz, C. (1999): *Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge*. Dissertation. Ufz-Bericht, Leipzig: 164 S.
- LTV (Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen)(1999): Unveröffentlichte Ergebnisse des Messprogramms der LTV. Pirna.
- LTV (2004): Geschäftsbericht 2003, Pirna: 51S.
- Luckner, L. & Schestakow, W. M. (1986): *Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasserbereich*, Leipzig: 372 S.
- Ludwig, B., Heil, B., Flessa, H. & Beese, F. (2000): Dissolved organic carbon in seepage water – production and transformation during soil passage. In: *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 28,2: 77-82.
- Mannsfeld, K. & Richter, H. (1995): *Naturräume in Sachsen*.- *Forschungen zur deutschen Landeskunde*, Trier: 228 S.
- Marquardt, W. & Brüggemann, E. (1998): Nationale und grenzüberschreitende Auswirkungen von Emissionen auf Regenwasserinhaltsstoffe in sächsischen Großregionen.- Workshop „Luftthygienische Situation und Waldzustand im Schwarzen Dreieck, Materialien zur Luftreinhaltung 43.
- Matilainen, A. & Sillanpää, M. (2010): Removal of natural organic matter from drinking water by advanced oxidation processes.- *Chemosphere* 80: 351 – 365.
- Mattson, T., Finér, L., Kortelainen, P. & Sallantausta, T. (2003): Brookwater quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland.- *Water, Air and Soil Pollution* 147: 275–297.
- Mayer, B., Boyer, E.W., Goodale, C. Jaworski, N.A., van Breemen, N., Howarth, R.W., Seitzinger, S., Billen, G., Lajtha, K., Nadelhoffer, K., van Dam, D., Hetling, L.J., Nosal, M. & Paustian, K. (2002): Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern US: isotopic constraints.- *Biogeochemistry* 57/58: 171–197.
- Mayer, B. (1993): *Untersuchungen zur Isotopenchemie des Schwefels in Waldböden und neu gebildetem Grundwasser unter Wald*.- Dissertation, Universität München: 179 S.
- Michener, R. & Lajtha, K. (Hrsg.) (2007): *Stable isotopes in ecology and environmental science*. 2. Aufl., Malden, Oxford, Victoria: 566 S.
- Miles, G. R. (2007): *Long-term analysis of Hubbard Brook sulfate in precipitation and streamwater using stable isotopes*.- Dissertation, New York: 94 S.
- Miles, G. R., Mitchell, M. J., Mayer, B., Likens, G. & Welker, J. (2012): Long-term analysis of Hubbard Brook stable oxygen isotope ratios of streamwater and precipitation sulphate.- *Biogeochemistry* 111: 443–454.

- Monteith, D.T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., De Wit, H. A., Martin Forsius, M., Høgasen, T., Wilander, A., Skjelkvale, B. L., Jeffries, D. S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopacek, J. & Vesely, J. (2007): Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry.- *Nature* 450: 537 - 541.
- Mook, W.G. (Hrsg.) (2001): Environmental isotopes in the hydrological cycle, principles and applications. IHP-V.- Technical Documents in Hydrology 39, Vol. II, UNESCO, Paris: 113 S.
- Moore, T.R. (2009): Dissolved organic carbon production and transport in canadian peatlands.- *Geophysical Monograph Series* 184: 229 – 236.
- Moore, T.R., Paré, D. & Boutin, R. (2008): Production of dissolved organic carbon in Canadian forest soils.- *Ecosystems* 11: 740-751.
- Münch, A. & Keßler, K. unter Beratung von Edom, F. (2008): Wasserhaushalt des Moorgebietes "Große Säure" im Einzugsgebiet der Wilzsch/Westerzgebirge. Dr. Dittrich und Partner Hydro-Consult GmbH: 14 S.
- Mündliche Mitteilung Revier Eibenstock: Herr Zornstein am 07.12.2009.
- Neff, J.C. & Asner, G.P.(2001): Dissolved organic carbon synthesis and a model.- *Ecosystems* 4: 1432–9840.
- Neff, J.C., Townsend, A.R., Gleixner, G., Lehman, S.J., Turnbull, J. & Bowman, W.E. (2002): Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon.- *Nature* 419: 915–917.
- Neumeister, H., Krüger, A., Küster, S., Lange, J., Paul, S., Schreiter, B., Stracke, N. & Wagner, E. (2001): Hochmoore im Westerzgebirge. Abschlussbericht des Studienprojektes Hochmoore im Westerzgebirge, Universität Leipzig, Institut für Geographie. unveröffentlicht.
- Neumeister, H. (2009): System „Vorfluter im Einzugsgebiet der oberen Wilzsch“. In: Krüger, A., Neumeister, H., Friedrich, C., Leuner, S., (2009): Erarbeitung und Erprobung eines Monitoringkonzeptes für hydrochemische Parameter im Einzugsgebiet der oberen Wilzsch und dem regenerierenden Moor Große Säure. Abschlussbericht. Universität Leipzig, Institut für Geographie. Im Auftrag des RP Chemnitz: 49 – 55.
- Nowák, M., Kirchner, J. W., Groscheová, H., Havel, M., Cerný, J., Krejci, R. & Buzek, F. (2000): Sulfur isotope dynamics in two Central European watersheds affected by high atmospheric deposition of SO_x .- *Geochimica et Cosmochimica Acta* 64, 3: 367-383.
- Nowák, M., Buzek, F., Harrison, A. F., Prechova, E., Jackova, I. & Fottova, D. (2003): Similarity between C, N and S stable isotope profiles in European spruce forest soils: implications for the use of $\delta^{34}\text{S}$ as a tracer.- *Applied Geochemistry* 18: 765 – 779.
- O’Leary, M.H. (1981): Carbon isotopes fractionation in plants.- *Phytochemistry* 20: 553-567.
- Oulehle, F. & Hruška, J. (2009): Rising trends of dissolved organic matter in drinking-water reservoirs as a result of recovery from acidification in the Ore Mts., Czech Republic.- *Environmental Pollution* 157, 12: 3433–3439.
- Price, J. S. (2003): Role and character of seasonal peat soil deformation on the hydrology of undisturbed and cutover peatlands.- *Water Resources Research* 39, 9: 3-1-3.10.

- Prietz J. & Hirsch, C. (2000): Ammonium fluoride extraction for determining inorganic sulphur in acid forest soils. – *European Journal of Soil Science* 51: 323-333.
- Raben, G. & Andreae, H. (1998): Bodenzustand und Belastung durch Stoffeinträge in sächsischen Waldökosystemen- In: Materialien zur Luftreinhaltung 1998: Workshop Lufthygienische Situation und Waldzustand im Schwarzen Dreieck (Veranstaltung anlässlich der 4. Zwischenverteidigung des Interreg II -Projektes OMKAS am 25./26. September 1998 in Seiffen/Erzgebirge), herausgegeben vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, 1998: 93 - 102
- Rehfuss, K. E. (1990): Waldböden – Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung.- 2. Aufl., Hamburg, Berlin: 294 S.
- Richter, D. (1992): Allgemeine Geologie.- 4. Aufl., Berlin: 349 S.
- Richter, H. (1995): Die Mittelgebirge zwischen Weißer Elster und Görlitzer Neiße.- In: Liedtke, H. & Marcinek, J. (1995): Physische Geographie Deutschlands. 2. Aufl., Gotha: 377-380.
- Röder, M. (1995): Zur hydrologischen Situation westerzgebirgischer Hochmoore.- *Hercynia N.F* 29: 173-191.
- Rost & Hempel (1950): Gutachten der Geologischen Landesanstalt der DDR, Zweigstelle Sachsen, über das Torfvorkommen "Große Säure" im Staatsforstrevier Sachsengrund. Kartierung am 2.09.1949: 3 S. 1 Karte.
- Roulet, N. & Moore T.R. (2006): Browning the waters.- *Nature*, 444: 283-284.
- Sachse, A., Henrion, R., Gelbrecht, J. & Steinberg (2005): Classification of dissolved organic carbon (DOC) in river systems: Influence of catchment characteristics and autochthonous processes.- *Organic Geochemistry* 36: 923-935.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P., Blume, H. P., Kandeller, E. & Stahl, K. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde.- 14. Aufl., Heidelberg: 569 S.
- Schiff, S.L., Aravena, R., Trumbore, S.E. & Dillon, P.J. (1990): Dissolved organic carbon cycling in forested watersheds: A carbon isotope approach.- *Water Resource Research* 26: 2949-2957.
- Schiff, S.L., Aravena, R., Trumbore, S.E., Hinton, M.J., Elgood, R., & Dillon, P.J. (1997): Export of DOC from forested catchments on the Precambrian Shield of Central Ontario: Clues from ^{13}C and ^{14}C .- *Biogeochemistry*, 36: 43-65.
- Schiff, S.L., Aravena, R., Mewhinney, E., Elgood, R., Warner, B., Dillon, P.J., & Trumbore, S. (1998): Precambrian Shield wetlands: Hydrologic control of the sources and export of dissolved organic matter.- *Climatic Change* 40: 167 – 188.
- Schmid, W. A. & Thöni, L. (1990): Ökologische Planung: Ergebnisse der Fallstudie Bündner Rheintal: Immissionssituation Luft : mit einer Einführung in die Grundlagen und Ziele der Fallstudie, Zürich: 162 S.
- Schneider, B. (2000): Untersuchungen zu Wechselwirkungen von Boden - Huminstoffen und Metallionen in Moorstandorten unterschiedlicher geochemischer Milieubedingungen.- Dissertation, Universität Leipzig: 159 S.

- Schneider, B., Lorz, C. & Lethmate, J. (2006): Versauerung und Mobilisierungspotential von Sulfat in geschichteten Böden des nordwestlichen Teutoburger Waldes.- *Geoöko* 27: 175-194.
- Schneider, H., Backes, J., Gerber, C., Kruchten, S., Lohmann, H. & Schwinn, K. (1998): Bodenzustand und Stoffhaushalte saarländischer Waldökosysteme.- *magazin forschung* 1, Universität Saarland: 28-42.
- Schneider, P., Voerkelius, S., Osenbrück, K. & Meyer, J. (2003): Anwendung von isotonenchemischen Methoden bei Einzugsgebietsuntersuchungen.- In: Wissenschaftliche Mitteilungen 54. Berg- und Hüttenmännischer Tag. Trace Elements and Isotopes in Geochemistry – Fluids and Solids, Freiberg: 73-82.
- Schotterer, U., Schürch, M., Rickli, R. & Stichler, W. (2010): Wasserisotope in der Schweiz - Neue Ergebnisse und Erfahrungen aus dem nationalen Messnetz ISOT.- *GWA* 12: 1073-1081.
- Schouwenaars, J. M. (1996): The restoration of water storage facilities in the upper peat layer as a temporary substitute for acrotelm functions.- In: Lüttig, G. W. (Hrsg.): Peatlands Use, Present, Past and Future. 10th International Peat Congress, Vol. 2, Stuttgart: 475-487.
- Schulze, E.D. & Freibauer, A. (2005): Environmental science – carbon unlocked from soils.- *Nature* 437: 205-206.
- Scott, M.J., Jones, M.N., Woof, C. & Tipping, E. (1998): Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon in drainage water from an upland peat system.- *Environment International* 24: 537 – 546.
- Sharp, Z. (2007): Principles of stable isotope geochemistry.- Upper Saddle River: 344 S.
- Sigg, L. & Stumm, W. (1996): Aquatische Chemie - Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und natürlicher Gewässer.- 4. Aufl., Zürich, Stuttgart: 498 S.
- Siegenthaler, U. & Oeschger, H. (1989): Correlation of ^{18}O in precipitation with temperature and altitude.- *Nature* 285: 314-317.
- SLfUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)(1994-2001): Jahresberichte zur Immissions-situation.- Materialien zur Luftreinhaltung, Radebeul.
- SLfUG (Hrsg.)(2003): Materialien zur Luftreinhaltung – Jahresbericht zur Immissionssituation 2003. Dresden: 91 S.
- SLfUG (Hrsg.)(2007): Bodenatlas des Freistaates Sachsen. Teil 4 Auswertekarten (Maßstab 1:200.000) zum Bodenschutz.
- SLfUG (Hrsg.)(2009): Luftqualität in Sachsen – Jahresbericht 2009. Dresden: 74 S.
- SLfUG (Hrsg.)(2010): Luftqualität in Sachsen – Jahresbericht 2010. Dresden: 52 S.
- Soulsby, C., Malcolm, R., Ferrier, R.C., Helliwell, R.C. & Jenkins, A. (1999): Seasonal hydrology of oxygen-18 in the Allt a' Mharcaidh, Scotland: implications for water movement and residence times.- *Integrated Methods in Catchment Hydrology - Tracer, Remote Sensing and New Hydrometric Techniques* (Proceedings of IUGG 99 Symposium HS4, Birmingham, July 1999). IAHS Publ. 258: 127-134.
- Spiker, E.C. (1981): Carbon isotopes as indicators of the source and fate of carbon in rivers and estuaries. In: Carbon dioxide effects research and assessment program: Flux of organic carbon by rivers to the oceans, Workshop. Woods Hole, Mass, Sept. 1980, (US National Academy of Sciences, National

- Research Council, Washington DC): 75–108.
- Steinberg, C. (2003): Ecology of humic substances in freshwaters – determinants from geochemistry to ecological niches, Berlin. Heidelberg: 443 S.
- Stevens, C.M. & Rust, F. E. (1982): The carbon isotopic composition of atmospheric methane.- *Journal of Geophysics Research* 87: 4879-4882.
- Strack, M., Waddington, J.M., Bourbonniere, R. A., Buckton, E. L., Shaw, K., Whittington, P. & Price, J.S. (2008): Effect of water table drawdown on peatland dissolved organic carbon export and dynamics.- *Hydrological Processes* 22: 3373-3385.
- Stumm, W. & Morgan, J. (1981): Aquatic chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters.- 2. Aufl., New York: 780 S.
- Temnerud, J. & Bishop, K. (2005): Spatial variation of streamwater chemistry in two Swedish boreal catchments: Implications for environmental assessment.- *Environmental Sciences & Technology* 39: 1463-1469.
- Tiessen, H., Karamanos, R.E., Stewart, J.W.B. & Selles, F. (1984): Natural nitrogen-15 abundance as an indicator of soil organic matter transformations in native and cultivated soils.- *Soil Science Society of American Journal* 48: 312-315.
- Tischendorf, G. (1988): Leucocratic and metalocratic crust-derived magmatism and metallogenesis: The example Erzgebirge. - *Zeitschrift für Geologische Wissenschaften* 16,3:199 – 233.
- Uhlmann, R. (2007): Das Naturschutzprojekt des Naturparks Erzgebirge/Vogtland – Bestandsaufnahme, Maßnahmenkatalog und Umsetzung.- In: *Praktischer Moorschutz im Naturpark Erzgebirge/Vogtland*.- Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt: 9-18.
- Van Breemen N., Mulder, J. & Driscoll, C.T. (1983): Acidification and alkalinisation of soils.- *Plant and Soil* 75: 283-308.
- Van Breemen, N., Mulder, J. & van Grinsven, J.J.M. (1987): Impacts of acid atmospheric deposition on woodland soils in the Netherlands: II Nitrogen transformations.- *Soil Science Society of American Journal* 51: 1634-1640.
- Van Seters, T.E. & Price, J.S. (2002): Towards a conceptual model of hydrological change on an abandoned cutover bog, Quebec.- *Hydrological Process* 16: 1965–1981.
- Van Stempvoort, D. R., Reardon, E. J. & Fritz, P. (1990): Fractionation of sulphur and oxygen isotopes in sulphate by soil sorption.- *Geochimica et Cosmochimica Acta* 54: 2817-2826.
- Vogel, J.C. (1993): Variability of carbon isotope fractionation during photosynthesis.- In: Ehleringer, J. R., Hall, A. E. & Farquhar, G. D. (Hrsg.): *Stable Isotope and Plant Carbon-Water Relations*, London: 29-46.
- Wallage, Z. E., Holden, J. & McDonald, A. T. (2006): Drain blocking: An effective treatment for reducing organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland.- *Science of the Total Environment* 367: 811-821.
- Walter, H. (1955): Die Klimadiagramme als Mittel zur Beurteilung der Klimaverhältnisse für ökologische, vegetationskundliche und landwirtschaftliche Zwecke.- *Berichte der Deutschen Botanischen*

Gesellschaft 68, 331-344.

Wang, Y., Huntington, T. G., Osler, L. J., Wassenaar, L. I., Trumbore, S.E., Amundson, R.G., Harden, J. W., McKnight, D. M., Schiff, S. L., Aiken, G. R., Lyons, W. B., Aravena, R.O. & Baron, J. S. (2006): Carbon cycling in terrestrial environments.- In: Kendall, C. & McDonnell, J. (Hrsg.): Isotope Tracers in Catchment Hydrology, Amsterdam: 577-602.

Wassenaar, L., Aravena, R., Fritz, P. & Barker, J. (1990): Isotopic composition (^{13}C , ^{14}C , ^2H) and geochemistry of aquatic humic substances from groundwater.- *Organic Geochemistry* 15,4: 383-396.

Widory, D. & Javoy, M. (2003): The carbon isotope composition of atmospheric CO_2 in Paris.- *Earth and Planetary Science Letters* 215: 289e-298.

Worrall, F., Burt, T. & Adamson, J. (2004): Can climate change explain increases in DOC flux from upland peat catchments?.- *Science of the Total Environment* 326: 95–112.

Ziehm, W. & Müller-Wegener, U. (1990): *Bodenchemie*, Mannheim, Wien, Zürich: 326 S.

12 Anhang

Anhang A1

- A1-1: Ergebnisse der GPS - Vermessung
- A1-2: Standortbeschreibung
- A1-3: Niederschlagsanalytik - Station Talsperre Carlsfeld
- A1-4: Ergebnisse der Standortbeprobungen für pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]
- A1-5: Ergebnisse der Standortbeprobungen für DOC und DIC [mg/l]
- A1-6: Ergebnisse der Standortbeprobungen für NO_3^- und NH_4^+ [mg/l]
- A1-7: Ergebnisse der Standortbeprobungen für SO_4^{2-} und Cl^- [mg/l]
- A1-8: Ergebnisse der Standortbeprobungen für Ca^{2+} und Na^+ [mg/l]
- A1-9: Ergebnisse der Standortbeprobungen für Fe und Al [mg/l]
- A1-10: Ergebnisse der Standortbeprobungen für Pb [$\mu\text{g}/\text{l}$] und Mn [mg/l]
- A1-11: Gruppenmittelwerte für NO_3^- , NH_4^+ , DOC und Ca^{2+} [mg/l]
- A1-12: Säurekapazität (KS) bis pH 4,3 (m-Wert) in mmol
- A1-13: Ergebnisse der Standortbeprobungen für $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ [‰]
- A1-14: Ergebnisse der Standortbeprobungen für $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ [‰]
- A1-15: Ergebnisse der Standortbeprobungen für $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ [‰]
- A1-16: Ergebnisse der Standortbeprobungen für $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ [‰]
- A1-17: Bodenaufnahmen

Anhang A2

- A2-1a: Test auf Homogenität der Varianzen (Faktor: Gruppe)
- A2-1b: Test auf Homogenität der Varianzen (Faktor: Termin)
- A2-2: Scheffé-Test
- A2-3: Kruskal Wallis Test - Gruppenvariable Gruppe
- A2-4: Ergebnisausgabe des Mann-Whitney-U-Test in Abhängigkeit von der Gruppe
- A2-5: Scheffé-Test - Abhängigkeit vom Messtermin
- A2-6: Kruskal Wallis Test - Gruppenvariable Termin
- A2-7: Ergebnisausgabe des Mann-Whitney-U-Test in Abhängigkeit vom Messtermin
- A2-8: Rotierte Varimax-Komponentenmatrix, konvergiert in 6 Iterationen
- A2-9: $\delta^{13}\text{C}$ -Gehalte am DIC vom 11.05.2009
- A2-10: $\delta^{13}\text{C}$ -Gehalte am DIC vom 23.06.2009
- A2-11: $\delta^{13}\text{C}$ -Gehalte am DIC vom 03.11.2009
- A2-12: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Sulfat vom 11.05.2009
- A2-13: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Sulfat vom 23.06.2009
- A2-14: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Sulfat vom 25.08.2009
- A2-15: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Sulfat vom 14.08.2010
- A2-16: $\delta^{15}\text{N}$ -Gehalte am Nitrat vom 14.08.2010
- A2-17: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Nitrat vom 11.05.2009
- A2-18: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Nitrat vom 14.08.2010
- A2-19: Korrelation der DOC-, $^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - und $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte zwischen den Standorten

A1-1: Ergebnisse der GPS - Vermessung

Messpunkt	x	y	z
1	4542158,79	5586720,10	905
2	4541710,77	5586590,55	913
3	4541461,04	5586574,00	917
4	4540787,12	5586443,15	931
5	4540484,56	5586565,73	945
6	4541713,05	5586587,97	913
7	4541905,15	5586100,96	937
8	4541883,67	5586730,90	910
9	4542050,62	5586649,14	906
10	4541745,76	5586234,54	930
11	4541360,76	5586636,46	924
12	4540496,78	5586333,53	943
13	4541975,50	5586713,49	905
14	4542094,93	5586692,11	905
15	4541647,34	5586350,74	925
16	4541652,48	5586496,93	921
17	4541541,80	5586420,29	926
18	4541460,17	5586560,23	918
19	4542122,12	5586713,31	905
NS- Station	4542418,28	5587907,94	909

A1-2: Standortbeschreibung

Messpunkt	Lage	Teileinzugsgebiet (TEZ) nach Münch et al. (2008)	Standortbeschreibung	Beprobungstyp
1	Pegel Wilzsch	TEZ 12	finaler Pegel der Wilzsch vor dem Talsperrenzulauf unmittelbar im mineralischen EZG gelegen; Durchflussmessstelle	Fließgewässermessstelle
2	Wilzsch	TEZ 10/5	Messstelle unterhalb der Großen Säure vor dem Zufluss der Kranizsch	Fließgewässermessstelle
3	Wilzsch	TEZ 4/9	Messstelle vor Abfluss der Großen Säure	Fließgewässermessstelle
4	Wilzsch	TEZ 2/7	Messstelle unmittelbar nach dem Quellbereich	Fließgewässermessstelle
5	Wilzsch	TEZ 1	Messstelle im Quellbereich des Kiebickenmoores gelegen	Fließgewässermessstelle
6	Kranizsch	TEZ 6	Messstelle vor Einmündung in die Wilzsch; Abfluss aus mineralischen und organischen Standorten	Fließgewässermessstelle
7	Kranizsch	TEZ 14	Abfluss des Großen Kranichsees	Fließgewässermessstelle
8	Graben im Fichtenforst	TEZ 12	mineralisches EZG im Fichtenbestand, Einschnitt des Grabens in den Zersatz, durch zahlreiche Fanggräben gespeist, Abfluss in Wilzsch	Grabenmessstelle
9	Graben im Fichtenforst	TEZ 12	mineralisches EZG im Fichtenbestand, durch zahlreiche Fanggräben gespeist, Abfluss in Wilzsch	Grabenmessstelle
10	Graben im Fichtenforst	TEZ 6	mineralisches EZG mit Fichtenjungwuchs bestanden, Abfluss in Kranizsch	Grabenmessstelle
11	Graben im Fichtenforst	TEZ 9	Abfluss in die Wilzsch	Grabenmessstelle
12	Graben im Fichtenforst	TEZ 1	Graben oberhalb Kiebickenmoor	Grabenmessstelle
13	Bodenwasser im Fichtenforst	TEZ 12	leichte Hanglage im Fichtenbestand, 10 cm organische Auflage über geringmächtigem Ah (1-2cm) über Granitgrus (grau); Bodenwassermessstelle liegt über dem Granitgrus	Drainage
14	Bodenwasser im Fichtenforst	TEZ 12	leichte Hanglage im Fichtenbestand	Drainage
15	Große Säure	TEZ 6	Grundwassermoorpegel, Verfilterung ca. 70 cm unter Gelände, Bereich aktueller Moorregeneration	Pegel
16	Große Säure	TEZ 6	Grundwassermoorpegel, 100 cm unter GOF, stark degradiertes Moorbereich	Pegel
17	Große Säure	TEZ 4	Grundwassermoorpegel, 90 cm unter GOF, im Latschenkieferbestand	Pegel
18	Torfstichrülle	TEZ 4	im mit Fichten bewachsenen Talbodenbereich der Wilzsch gelegen, Zustrom aus überwiegend organischen Standorten und z. T. starken Vernässungsbereichen (Torfneubildung)	Grabenmessstelle
19	Talboden der Wilzsch	TEZ 12	Verfilterung im Zersatz	Grundwasserpegel
20	Talsperre Carlsfeld		Wetterstation Talsperre Carlsfeld	Niederschlags-sammler

A1-3: Niederschlagsanalytik - Station Talsperre Carlsfeld

Datum Mischprobe	NS	pH	Lf	DOC	DIC	DN	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻
	[mm]		[µS/cm]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
12.05-25.05.09	27,2	5,6	9,98				8,00	2,04	0,21	0,08	2,31	0,30
26.05-08.06.09	33,4	4,6	9,56				0,99	1,67	0,86	0,04	0,17	2,30
09.06-22.06.09	58,7	5,1	11,33	1,05	0,00		2,03	1,88	0,11	0,03	0,55	0,34
23.06-06.07.09	64,8	5,0	15,20	0,07	0,00		1,76	1,51	0,89	0,03	0,39	0,26
07.07-20.07.09	75,2	5,3	9,38	0,02	0,00		0,96	1,25	0,92	0,03	0,37	0,66
21.07-03.08.09	18,3	6,0	16,89	1,65	4,33		1,46	1,51	1,05	0,04	0,35	1,27
04.08-17.08.09	17,7	5,6	9,60	5,81	9,79		0,70	2,23	0,95	0,09	0,11	6,48
18.08-31.08.09	25,8	5,8	8,80	8,42	0,00		0,70	1,65	0,73	0,23	0,11	11,62
01.09-14.09.09	33,9	5,0	12,57	4,19	21,51		1,55	1,23	0,50	<Nwg	0,26	5,12
15.09-28.09.09	18,2	6,5	49,10	3,23	7,33		6,29	4,68	1,40	0,09	2,27	6,24
29.09-12.10.09	62,1	4,9	12,95	4,67	6,19		0,89	1,81	0,54	0,07	0,20	4,98
13.10-26.10.09	105,7	5,0	12,63	2,53	7,58		0,98	1,61	0,53	0,02	0,57	2,27
27.10-09.11.09	56,3	4,9	7,87	2,84	2,08	4,45	0,49	1,02	0,19	1,58	0,17	1,45
10.11-23.11.09	17,4	5,2	8,94	3,56	0,57	1,63	1,74	2,02	3,64	0,07	1,29	0,17
24.11-07.12.09	58,1	4,9	12,78	2,39	1,50	2,18	2,65	2,01	4,48	0,02	0,74	0,85
08.12-21.12.09	62,3	4,6	23,98	2,37	1,30	1,34	1,01	2,06	2,11		0,51	0,24
22.12.09-04.01.10	51,8	4,8	9,79	1,15	1,06	1,06	1,48	1,50	1,76		1,02	0,30
05.01.-18.01.10	30,2	4,6	22,45	1,91	1,43	1,20	1,81	2,10	1,51		1,95	0,09
19.01-01.02.10	46,7	4,7	17,70	1,19	0,83	1,14	2,88	2,64	1,27	0,07	1,51	0,45
02.02-15.02.10	28,2	4,5	29,87	3,84	0,06	0,81	5,54	1,99	0,76		0,79	0,22
16.02-01.03.10	26,5	4,7	15,83	0,32	0,31	1,08	1,46	1,91	1,72		0,81	0,59
02.03-15.03.10		5,3	14,65									
16.03.-29.03.10	44,9	6,1	8,91	1,15	0,00	1,14	0,70	1,61	0,92	0,56		3,85
30.03.-12.04.10	28,7	5,5	13,87	3,77	0,00	2,80	2,62	2,34	5,39	0,03	1,18	0,18
13.04.-26.04.10	10,2	6,2	28,44	3,00	0,00	14,43	3,74	4,61	2,59	0,02		2,62
27.04.-10.05.10	36,1	5,0	16,62	0,50	0,00	2,81	2,43	9,31	0,96		1,88	0,43
11.05.-24.05.10	43	4,8	16,94	1,87	0,00	2,12	3,07	2,58	2,19	0,02	0,75	
25.05.-07.06.10	102,2	4,9	8,99	1,52	0,00	0,58	1,88	1,15	1,18		0,66	
08.06-21.06.10	33	5,3	10,51	2,27	0,00	0,49	1,36	0,09	1,47		0,86	
22.06-05.07.10	8,1	5,5	17,36	4,93	0,70	2,26	4,22	2,98	2,56	0,15	1,12	0,49
06.07-19.07.10	39,2	5,7	9,84	7,29	16,60	26,71	0,84	1,60	0,90	0,08	0,24	9,44
20.07-02.08.10	106	5,4	9,13	6,94	19,15	26,85	0,86	1,39	0,65	0,06	0,12	7,59
03.08.-16.08.10	84,9	5,2	10,59	1,84	2,20	5,59	1,19	1,60	0,77	0,04	0,09	2,33

Summe 1454,8

gewichtetes Mittel	5,13	12,23	2,55	3,86			1,74	1,90	1,23	0,11	0,61	2,24
Min	4,50	7,87	0,02	0,00	0,49	0,49	0,09	0,09	0,11	0,02	0,09	0,09
Max	6,48	49,10	8,42	21,51	26,85	8,00	9,31	5,39	1,58	2,31	11,62	
Standardabw	0,51	8,30	2,15	5,94	8,04	1,75	1,57	1,21	0,33	0,65	3,12	

Daten des LfUG

A1-3 Fortsetzung: Niederschlagsanalytik - Station Talsperre Carlsfeld

Datum Mischprobe	F ⁻	Ca ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ni	Cr	Zn	Fe	Al	Mn	Pb
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]
12.05-25.05.09												
26.05-08.06.09		0,20	0,17	0,05	0,03							
09.06-22.06.09	<Nwg	0,02	0,42	0,07	0,02	0,68	6,80	14,20	0,02	0,01	0,00	0,00
23.06-06.07.09	0,39	0,40	0,48	0,27	0,09	1,94	1,54	19,38	0,00	0,01	0,01	323,30
07.07-20.07.09	0,37	0,28	0,43	0,22	0,82	1,39	1,60	15,03	0,00	0,01	0,01	274,80
21.07-03.08.09	0,07	0,55	0,26	0,35	0,06	2,16	2,51	13,01	0,00		0,01	7,49
04.08-17.08.09	0,02	0,17	0,15	0,05	0,02	2,40	4,66	2,40	0,00		0,11	82,85
18.08-31.08.09	<Nwg	0,23	0,13	0,04	0,02	0,40	5,78	9,04	0,04		<Nwg	192,40
01.09-14.09.09	<Nwg	0,20	0,39	0,05	0,03	0,43	3,82		0,01		0,00	56,54
15.09-28.09.09	0,03	2,50	2,70	1,22	0,31	0,49	3,33	0,62	0,01		0,00	39,82
29.09-12.10.09	0,03	0,10	0,17	0,03	0,03	0,73	2,56	10,40	0,01		0,00	41,48
13.10-26.10.09	0,03	0,09	0,38	0,06	0,04	0,17	10,68	18,91	0,01		0,00	16,59
27.10-09.11.09	0,02	0,06	0,11	0,02	0,02	15,13	2,57	28,58	0,02		0,01	385,90
10.11-23.11.09	0,02	2,00	1,36	1,00	0,19	28,06	1,14	50,11	0,01	0,00	0,01	230,80
24.11-07.12.09	0,03	2,65	1,45	0,85	0,21	10,13	6,83	23,24	0,15	0,00	0,01	56,33
08.12-21.12.09	0,02	2,79	1,16	0,44	0,28	3,89	2,46	22,04	0,04	0,01	0,37	9,52
22.12.09-04.01.10	0,01	2,75	1,66	0,50	0,24	5,60	1,44	13,28	0,04	0,01	0,00	11,53
05.01.-18.01.10	0,04	3,28		0,68	0,26	6,94	1,82	33,53	0,02	0,01	0,00	5,42
19.01-01.02.10	0,04	2,99	2,36	0,56	0,21	19,12	2,18	25,80	0,01	0,00	0,00	10,70
02.02-15.02.10	0,03	1,00	0,97	0,40	0,10	9,75	0,63	1442,80	0,01	0,00	0,10	1,39
16.02-01.03.10	0,02	1,52	0,78	0,34	0,13	4,76	1,80	514,99	0,00	0,00	0,13	6,13
02.03-15.03.10												
16.03.-29.03.10	0,02	0,21	0,11	0,03	0,02	0,00	0,36	301,42	0,02	0,01	0,01	160,50
30.03.-12.04.10	0,02	1,41	1,05	0,74	0,09	0,00	1,81	71,37	0,01	0,01	0,00	75,13
13.04.-26.04.10	0,04	0,68	0,49	0,14	0,05	10,28	1,54	237,18	0,08	0,50	0,14	658,00
27.04.-10.05.10		0,30	0,57	1,17	0,15	0,29	0,17	111,06	0,02	0,02	0,00	514,20
11.05.-24.05.10	0,01	1,85	0,59	0,29	0,10	0,06	0,56	80,67	0,01	0,01	0,01	209,80
25.05.-07.06.10	0,02	0,91	0,42	0,15	0,03	1,76	0,68	49,18	0,01	0,01	0,00	649,70
08.06-21.06.10	0,01	1,12	0,64	0,58	0,08	0,93	1,40	38,26	0,01	0,01	0,01	345,30
22.06-05.07.10	0,01	2,36	2,46	0,65	0,21	4,11	1,18	29,49	0,00	0,03	0,03	87,20
06.07-19.07.10	0,01	0,18	0,13	0,21	0,03	3,20	3,46	33,85	0,02	0,03	0,00	596,20
20.07-02.08.10	0,01	0,11	0,08	0,07	0,02	0,12	1,58	43,43	0,12	0,01	0,00	536,60
03.08.-16.08.10		0,10	0,05	0,07	0,04	0,00	1,18	26,79	0,01	0,01	0,00	47,83
Summe						4,50	2,60	113,10	0,02	0,03	0,03	187,78
gewichtetes Mittel	0,02	0,88	0,58	0,28	0,13							201,19
Min	0,01	0,02	0,05	0,02	0,02							0,00
Max	0,39	3,28	2,70	1,22	0,82							658,00
Standardabw	0,10	1,08	0,74	0,35	0,16							211,82

Daten des LfUG

A1-3 Fortsetzung: Niederschlagsanalytik - Station Talsperre Carlsfeld

Datum Mischprobe	$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$	$^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$	$^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$	$^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$
	‰	‰	‰	‰	‰	‰	‰
12.05-25.05.09	-42,0	-6,6	-1,0	54,0			-16,1
26.05-08.06.09	-45,9	-6,9					-16,1
09.06-22.06.09	-53,3	-7,9	-3,7	68,2			-14,3
23.06-06.07.09	-43,2	-6,9	0,1	71,0			-17,5
07.07-20.07.09	-45,4	-7,0	-2,2	67,0			-15,9
21.07-03.08.09	-26,7	-4,6					-8,6
04.08-17.08.09	-37,1	-5,6					-8,0
18.08-31.08.09	-17,5	-3,2					-13,5
01.09-14.09.09	-68,1	-9,9					-10,1
15.09-28.09.09	-62,0	-9,5					-9,5
29.09-12.10.09	-49,5	-7,6					-11,9
13.10-26.10.09	-95,4	-13,7			4,8	1,5	-11,3
27.10-09.11.09	-121,1	-16,3					-8,1
10.11-23.11.09	-89,7	-12,4	-0,8	61,9			-10,4
24.11-07.12.09	-72,1	-10,4	1,3	63,0			-12,1
08.12-21.12.09	-103,5	-14,5	0,8	71,5			-10,3
22.12.09-04.01.10	-115,7	-15,9	0,6	53,7			-12,6
05.01.-18.01.10	-111,4	-15,1	-0,3	66,3			-4,3
19.01-01.02.10	-93,9	-13,2	0,3	65,7			-12,6
02.02-15.02.10	-113,7	-15,6	-0,4	72,6			-14,5
16.02-01.03.10	-83,5	-11,7	0,3	75,1			-12,0
02.03-15.03.10							
16.03.-29.03.10	-82,6	-11,4					-7,0
30.03.-12.04.10	-86,8	-12,2	-0,8	58,6			-7,3
13.04.-26.04.10	-71,5	-10,6					-16,1
27.04.-10.05.10	-75,5	-10,6					-14,5
11.05.-24.05.10	-82,3	-11,5	-1,4	58,4			-11,8
25.05.-07.06.10	-61,0	-9,1	1,3	51,9			-13,0
08.06-21.06.10	-49,0	-7,5					-11,2
22.06-05.07.10	-36,2	-5,2	-2,4	57,9			-3,4
06.07-19.07.10	-27,7	-4,7					-15,5
20.07-02.08.10	-45,7	-7,2					-17,2
03.08.-16.08.10	-53,3	-8,1					-12,5

Summe

gewichtetes Mittel	-68,9	-10,0					-12,6
Min	-121,1	-16,3	-3,7	51,9			-17,5
Max	-17,5	-3,2	1,3	75,1			-3,4
Standardabw	28,5	3,6	1,39	7,26			3,57

A1-4: Ergebnisse der Standortbeprobungen für pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]

Messstelle	Gruppe	11.05.2009		23.06.2009		25.08.2009		03.11.2009		14.08.2010		Mittel		Standardabw	
		pH	Lf	pH	Lf	pH	Lf	pH	Lf	pH	Lf	pH	Lf	pH	Lf
1	7	4,4	47,0	4,3	44,0	5,2	46,0	3,9	57,0	4,2	43,2	4,4	47,4	0,5	5,6
2	1	4,3	47,3	4,2	44,0	4,7	48,0	3,8	59,0	4,0	44,7	4,2	48,6	0,3	6,1
3	1	4,1	47,5	4,2	44,0	4,5	51,0	3,8	58,0	4,0	49,6	4,1	50,0	0,3	5,2
4	1	4,3	41,4	4,2	41,0	4,3	56,0	3,8	55,0	4,1	43,6	4,1	47,4	0,2	7,5
5	1	4,2	35,0	4,2	34,0	4,5	48,0	3,8	64,0	4,0	39,7	4,1	44,1	0,3	12,4
6	2	4,5	40,3	4,4	41,0	5,1	48,0	3,8	55,0	4,3	38,8	4,4	44,6	0,5	6,8
7	2	3,7	56,6	3,6	75,0	3,6	82,0	3,6	78,0	3,6	73,9	3,6	73,1	0,0	9,7
8	3	4,2	61,9	4,5	60,0	4,8	60,0	3,8	61,0	4,3	55,4	4,3	59,7	0,4	2,5
9	3	4,1	45,8	4,2	42,0	4,4	40,0	4,0	47,0	4,1	38,9	4,2	42,7	0,2	3,5
10	3	4,9	56,0	4,9	58,0	5,1	57,0	5,0	50,0	4,9	57,7	5,0	55,7	0,1	3,3
11	3	4,2	32,8	4,2		4,2	38,0	4,0	41,0	4,1	35,3	4,1	36,8	0,1	3,5
12	3	4,6	20,6	5,0	21,0			4,0	45,0	4,3	26,8	4,5	28,4	0,5	11,5
13	4	4,4	35,2	3,9	55,0	4,3	41,0	3,9	50,0	3,9	49,4	4,1	46,1	0,2	7,9
14	4					4,0	51,0	3,8	66,0	3,7	60,1	3,8	59,0	0,1	7,6
15	5	4,3	37,0	4,0	54,0	4,1	49,0	4,6	32,0	4,4	43,3	4,3	43,1	0,2	8,9
16	5	3,9	57,4	3,6	79,0	3,9	63,0	3,7	68,0	3,6	80,2	3,7	69,5	0,1	9,9
17	5	4,1	28,5	3,9	40,0	3,9	46,0	3,9	42,0	3,8	48,6	3,9	41,0	0,1	7,8
18	5	4,8	50,5	4,9	50,0	5,3	57,0	3,8	58,0	4,7	47,1	4,7	52,5	0,5	4,7
19	6			5,4	62,0	5,1	53,0	4,0	37,0	4,2	32,1	4,7	46,0	0,7	13,9

A1-5: Ergebnisse der Standortbeprobungen für DOC und DIC [mg/l]

Messstelle	Gruppe	11.05.2009		23.06.2009		25.08.2009		03.11.2009		14.08.2010		Mittel		Standardabw	
		DOC	DIC	DOC	DIC	DOC	DIC	DOC	DIC	DOC	DIC	DOC	DIC	DOC	DIC
1	7	10,7	0,0	17,6	0,0	9,0	0,0	31,6	0,0	29,0	0,0	19,6	0,0	10,3	0,0
2	1	18,5	0,0	21,3	0,0	11,7	0,0	31,9	0,0	31,1	0,0	22,9	0,0	8,6	0,0
3	1	15,8	0,0	26,1	0,0	14,3	0,0	31,4	0,0	29,7	0,0	23,4	0,0	7,9	0,0
4	1	17,1	0,0	29,9	0,0	15,5	0,0	29,8	0,0	30,1	0,0	24,5	0,0	7,5	0,0
5	1	23,4	0,0	34,6	0,0	93,8	0,0	34,5	0,0	37,8	0,0	44,8	0,0	27,9	0,0
6	2	11,5	0,0	21,2	0,0	7,5	0,0	33,9	0,0	26,0	0,0	20,0	0,0	10,7	0,0
7	2	47,7	0,0	64,4	0,0	63,8	0,0	43,9	0,0	59,3	0,0	55,8	0,0	9,4	0,0
8	3	3,0	0,1	2,3	0,0	0,6	0,0	30,2	0,0	6,4	0,0	8,5	0,0	12,3	0,0
9	3	5,4	0,0	3,1	0,1	3,1	0,8	15,6	0,0	6,1	0,0	6,7	0,2	5,2	0,3
10	3	0,2	1,8	0,1	1,1	0,7	0,4	1,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,7	0,5	0,8
11	3	20,6	0,0	23,7	0,0	22,2	0,0	21,3	0,0	25,6	0,0	22,7	0,0	2,0	0,0
12	3	29,0	0,0	24,7	0,0			31,5	0,0	31,3	0,0	29,1	0,0	3,2	0,0
13	4	24,4	0,0	30,6	0,0	30,1	0,0	29,2	0,0	35,8	0,0	30,0	0,0	4,1	0,0
14	4				0,0	49,5	0,0	47,3	0,0	42,0	0,0	46,3	0,0	3,8	0,0
15	5	27,4	0,8	27,4	0,0	40,8	0,0	23,0	0,0	37,8	0,0	31,3	0,2	7,6	0,4
16	5	46,6	0,5	68,4	0,0	60,2	0,0	33,2	0,0	75,5	0,0	56,8	0,1	17,0	0,2
17	5	24,6	0,0	45,2	0,0	44,2	0,0	29,4	0,0	40,3	0,0	36,7	0,0	9,2	0,0
18	5	7,8	0,0	13,4	0,0	5,7	0,6	31,1	0,0	20,2	0,0	15,7	0,1	10,3	0,3
19	6			6,3	1,4	5,6	1,2	23,9	0,0	18,2	0,0	13,5	0,7	9,0	0,8

A1-6: Ergebnisse der Standortbeprobungen für NO_3^- und NH_4^+ [mg/l]

Messstelle	Gruppe	11.05.2009		23.06.2009		25.08.2009		03.11.2009		14.08.2010		Mittel		Standardabw	
		NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+
1	7	1,3	0,8	1,1	<Nwg	1,1	0,5	0,9	0,4	0,6	0,9	1,0	0,7	0,9	0,2
2	1	1,0	0,5	0,6	<Nwg	0,8	0,7	0,7	0,5	0,6	0,7	0,7	0,6	0,7	0,2
3	1	0,9	0,5	0,6	<Nwg	0,9	0,4	0,6	0,5	0,4	0,6	0,6	0,5	0,6	0,1
4	1	0,5	0,6	0,6	<Nwg	0,6	1,4	0,6	0,4	0,3	0,8	0,5	0,8	0,5	0,4
5	1	0,4	0,5	0,2	<Nwg	0,6	1,4	0,8	0,7	0,2	0,7	0,4	0,8	0,4	0,4
6	2	1,6	0,6	1,0	<Nwg	1,3	0,4	0,8	0,4	0,7	0,9	1,1	0,6	1,0	0,2
7	2	0,4	0,6	0,1	<Nwg	0,5	1,1	0,8	0,6	0,1	0,9	0,4	0,8	0,4	0,3
8	3	3,2	0,4	2,7	0,1	2,9	0,8	1,3	0,3	2,1	0,6	2,4	0,4	2,3	0,3
9	3	2,0	0,5	1,8	<Nwg	7,8	1,7	2,2	0,3	0,9	0,7	3,0	0,8	3,1	0,6
10	3	2,7	0,5	2,6	<Nwg	2,0	0,6	1,5	0,4	2,3	0,9	2,2	0,6	2,1	0,2
11	3	0,3	0,5	0,4	<Nwg	0,1	0,1	0,3	0,4	0,2	0,7	0,3	0,4	0,3	0,2
12	3	0,2	0,5	0,2	0,6			0,5	0,5	0,1	0,5	0,2	0,5	0,2	0,1
13	4	1,9	1,0	0,5	<Nwg	0,2	3,9	0,5	0,5	0,3	1,1	0,7	1,6	0,4	1,6
14	4				<Nwg	1,1	3,5	1,3	1,2	0,1	1,1	0,8	1,9	0,8	1,3
15	5	0,1	1,3	0,1	<Nwg	0,6	4,1	0,1	0,5	0,2	2,2	0,2	2,0	0,2	1,6
16	5	0,6	0,7	0,3	<Nwg	0,1	2,6	0,6	0,6	0,1	1,7	0,3	1,4	0,3	0,9
17	5	0,5	0,9	0,1	<Nwg	0,1	2,2	0,1	1,5	0,0	1,1	0,2	1,4	0,1	0,5
18	5	1,5	0,4	1,2	<Nwg	1,3	0,0	0,5	0,5	1,6	0,9	1,2	0,4	1,1	0,4
19	6			0,2	<Nwg	0,3	0,0	0,5	0,5	0,5	0,8	0,4	0,4	0,4	0,4

A1-7: Ergebnisse der Standortbeprobungen für SO_4^{2-} und Cl^- [mg/l]

Messstelle	Gruppe	11.05.2009		23.06.2009		25.08.2009		03.11.2009		14.08.2010		Mittel		Standardabw	
		SO_4^{2-}	Cl^-	SO_4^{2-}	Cl^-	SO_4^{2-}	Cl^-	SO_4^{2-}	Cl^-	SO_4^{2-}	Cl^-	SO_4^{2-}	Cl^-	SO_4^{2-}	Cl^-
1	7	10,5	1,5	8,4	1,2	8,4	1,3	4,6	1,6	5,8	1,3	7,5	1,4	6,9	0,2
2	1	9,1	1,5	7,2	1,0	7,2	1,2	4,4	1,2	5,1	1,4	6,6	1,3	6,1	0,2
3	1	8,7	1,0	6,8	1,1	6,8	1,2	4,3	1,1	5,0	0,8	6,3	1,0	5,9	0,2
4	1	8,6	0,9	5,9	1,0	5,9	1,2	4,2	1,1	5,3	1,1	6,0	1,1	5,5	0,1
5	1	4,9	1,0	2,7	0,9	2,7	1,7	4,4	1,2	3,2	1,1	3,6	1,2	3,3	0,3
6	2	9,1	1,2	8,5	1,2	8,5	1,1	3,5	1,1	5,9	1,1	7,1	1,1	6,7	0,1
7	2	5,9	1,9	0,9	0,6	0,9	1,7	2,6	1,0	1,1	0,7	2,3	1,2	1,5	0,6
8	3	15,5	1,3	15,0	1,3	15,0	1,2	5,8	1,0	11,5	1,0	12,5	1,1	11,9	0,1
9	3	7,7	1,1	7,6	1,1	7,6	0,9	6,7	1,8	5,8	0,9	7,0	1,2	6,9	0,4
10	3	15,1	1,5	15,8	1,3	15,8	1,1	12,0	1,2	14,1	1,1	14,5	1,2	14,4	0,2
11	3	4,1	1,2	3,2	1,1	3,2	1,2	3,4	1,0	3,3	0,9	3,4	1,0	3,3	0,1
12	3	2,8	0,7	2,6	0,7	2,6		2,8	1,3	1,4	0,7	2,4	0,8	2,4	0,3
13	4	8,8	2,2	5,1	0,7	5,1	0,8	4,9	1,1	2,6	0,6	5,3	1,1	4,6	0,7
14	4						0,8	3,9	1,7	1,7	0,8	2,8	1,1	2,8	0,5
15	5	5,4	1,0	4,7	2,7	4,7	2,3	5,2	0,9	3,5	3,0	4,7	2,0	4,6	1,0
16	5	3,1	2,0	1,3	1,1	1,3	1,6	3,2	1,1	2,2	1,0	2,2	1,4	2,0	0,4
17	5	2,9	1,4	1,1	1,0	1,1	0,7	1,0	1,0	0,4	1,1	1,3	1,1	1,0	0,2
18	5	13,8	1,2	12,2	1,4	12,2	1,3	4,9	1,1	10,0	1,8	10,6	1,3	10,0	0,3
19	6			12,2	1,4	12,2	1,9	2,9	0,7	5,9	1,3	8,3	1,3	8,3	0,5

A1-8: Ergebnisse der Standortbeprobungen für Ca²⁺ und Na⁺ [mg/l]

Messstelle	Gruppe	11.05.2009		23.06.2009		25.08.2009		03.11.2009		14.08.2010		Mittel		Standardabw	
		Ca ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺
1	7	1,8	1,7	0,0	1,8	2,8	2,9	1,1	1,1	2,5	1,4	1,7	1,8	1,6	0,7
2	1	1,8	2,0	2,1	1,6	2,8	2,6	1,3	1,0	2,3	1,3	2,1	1,7	2,1	0,6
3	1	1,6	1,4	2,1	1,5	2,8	2,6	1,2	1,1	2,2	1,1	2,0	1,6	2,1	0,6
4	1	1,7	1,8	2,0	2,3	2,7	2,5	1,2	1,4	2,2	1,4	2,0	1,9	2,0	0,5
5	1	1,0	1,6	1,8	1,2	2,2	1,9	1,0	1,3	1,6	1,3	1,5	1,5	1,6	0,3
6	2	1,8	2,0	1,0	1,8	2,7	2,7	1,1	0,9	2,8	1,5	1,9	1,8	1,9	0,7
7	2	0,3	0,7	1,8	0,8	0,7	0,9	0,5	0,7	0,9	0,7	0,8	0,8	1,0	0,1
8	3	3,2	2,4	0,1	1,8	7,4	2,1	1,4	1,1	4,8	1,6	3,4	1,8	3,4	0,5
9	3	0,9	1,2	3,2	1,7	1,3	1,4	1,4	1,3	1,4	1,1	1,6	1,3	1,8	0,3
10	3	3,5	2,6	0,9	2,4	3,7	2,6	3,7	2,4	5,6	2,4	3,5	2,5	3,5	0,1
11	3	1,0	1,5	3,7	1,4	1,0	1,7	1,0	1,1	1,6	2,0	1,7	1,5	1,8	0,3
12	3	1,0	0,7	0,7	0,6			1,3	0,9	1,7	0,9	1,2	0,8	1,2	0,1
13	4	1,9	2,1	1,1	0,9	0,6	1,4	1,0	1,6	0,6	0,8	1,0	1,4	0,9	0,5
14	4			0,3		1,3	1,0	1,7	1,5	0,6	0,8	1,0	1,1	1,0	0,4
15	5	0,9	1,5	1,1	1,1	1,2	1,3	2,2	1,4	2,9	1,7	1,7	1,4	1,8	0,2
16	5	0,3	0,9	0,4	1,7	0,7	1,8	0,5	0,9	1,1	1,1	0,6	1,3	0,7	0,4
17	5	0,2	0,9	0,2	0,7	0,6	0,7	0,4	0,5	0,9	0,7	0,5	0,7	0,5	0,1
18	5	3,6	2,6	3,3	2,2	4,1	2,7	1,7	1,1	5,5	1,8	3,6	2,1	3,6	0,6
19	6			2,3	2,7	1,6	3,0	0,5	0,9	1,3	1,3	1,4	2,0	1,4	1,0

A1-9: Ergebnisse der Standortbeprobungen für Fe und Al [mg/l]

Messstelle	Gruppe	11.05.2009		23.06.2009		25.08.2009		03.11.2009		14.08.2010		Mittel		Standardabw	
		Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al
1	7	0,6	0,4	1,4	0,4	0,5	0,4	1,0	1,1	2,0	0,6	1,1	0,6	1,2	0,3
2	1	0,7	0,3	1,6	0,5	0,9	0,4	1,0	1,0	1,8	0,6	1,2	0,6	1,3	0,3
3	1	0,9	0,3	1,9	0,6	1,4	0,5	1,0	1,0	2,1	0,6	1,5	0,6	1,6	0,3
4	1	1,2	0,3	2,5	0,5	1,8	0,3	1,3	0,8	2,8	0,5	1,9	0,5	2,1	0,2
5	1	1,5	0,5	3,0	0,6	16,2	1,4	1,3	0,9	3,5	0,7	5,1	0,8	5,8	0,4
6	2	0,8	0,2	1,8	0,4	0,8	0,2	1,2	0,7	2,4	0,3	1,4	0,4	1,5	0,2
7	2	1,0	0,3	1,5	0,5	1,4	0,5	0,7	0,5	1,6	0,5	1,2	0,5	1,3	0,1
8	3	0,0	0,6	0,0	0,4	0,0	0,3	0,4	1,6	0,1	0,5	0,1	0,7	0,1	0,5
9	3	0,1	0,6	0,1	0,6	0,0	0,4	0,1	1,2	0,1	0,5	0,1	0,7	0,1	0,3
10	3	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1
11	3	0,9	0,3	1,3	0,4	1,9	0,3	0,8	0,4	1,6	0,3	1,3	0,4	1,4	0,1
12	3	1,1	0,8	0,9	0,7			0,0	1,3	1,3	0,8	0,8	0,9	0,8	0,3
13	4	0,2	0,5	0,4	1,0	0,7	0,7	0,3	1,1	0,5	0,9	0,4	0,8	0,5	0,3
14	4					0,5	0,8	0,3	1,4	0,4	1,0	0,4	1,0	0,4	0,3
15	5	0,6	0,5	0,7	0,5	1,1	0,5	0,6	0,5	0,8	0,7	0,8	0,5	0,8	0,1
16	5	2,1	0,1	4,3	0,4	4,4	0,3	1,7	0,2	6,8	0,5	3,9	0,3	4,2	0,2
17	5	0,2	<Nwg	0,4	0,2	0,5	0,2	0,3	0,2	0,4	0,3	0,4	0,2	0,4	0,1
18	5	0,2	0,1	0,6	0,3	0,3	0,1	0,7	0,7	0,9	0,3	0,6	0,3	0,6	0,2
19	6			4,9	0,2	0,7	0,1	0,8	0,9	1,0	0,7	1,9	0,5	1,9	0,4

A1-10: Ergebnisse der Standortbeprobungen für Pb [$\mu\text{g/l}$] und Mn [mg/l]

Messstelle	Gruppe	11.05.2009		23.06.2009		25.08.2009		03.11.2009		14.08.2010		Mittel		Standardabw	
		Pb	Mn	Pb	Mn	Pb	Mn	Pb	Mn	Pb	Mn	Pb	Mn	Pb	Mn
1	7	2,2	0,1	5,1	0,2	20,1	0,2	12,2	0,1	14,8	0,0	10,9	0,1	12,6	0,1
2	1	1,5	0,1	11,7	0,1	0,9	0,2	16,7	0,1	18,0	0,0	9,8	0,1	11,4	0,1
3	1	1,5	0,1	9,4	0,2	7,8	0,2	8,2	0,1	27,6	0,0	10,9	0,1	12,8	0,1
4	1	3,4	0,2	7,9	0,2	15,5	0,3	9,3	0,1	16,5	0,0	10,5	0,2	12,0	0,1
5	1	3,4	0,1	18,1	0,2	27,5	0,3	7,8	0,0	119,1	0,1	35,2	0,1	41,5	0,1
6	2	4,3	0,2	7,8	0,2	0,4	0,2	8,2	0,1	27,1	0,2	9,6	0,2	10,6	0,1
7	2	14,5	0,0	49,1	0,0	37,3	0,0	24,0	0,0	72,8	0,1	39,5	0,0	44,5	0,0
8	3	1,3	0,1	0,9	0,1	0,1	0,6	7,4	0,0	4,9	0,0	2,9	0,2	3,2	0,2
9	3	1,9	0,1	1,9	0,1	3,6	0,1	4,1	0,1	6,0	0,0	3,5	0,1	3,8	0,0
10	3	<Nwg	0,3	0,0	0,2	0,3	0,3	0,4	0,5	0,4	0,0	0,3	0,3	0,3	0,2
11	3	2,4	0,1	7,0	0,1	80,8	0,1	6,5	0,1	91,0	0,0	37,5	0,1	44,6	0,0
12	3	6,9	0,1	8,3	0,1			17,1	0,0	43,6	0,0	19,0	0,0	22,0	0,0
13	4	4,5	0,0	36,3	0,0	11,7	0,0	13,5	0,0	92,0	0,1	31,6	0,0	37,0	0,0
14	4					18,4	0,0	26,3	0,0	70,4	0,2	38,4	0,1	38,4	0,1
15	5	1,9	0,1	7,1	0,1	22,6	0,1	7,6	0,1	16,9	0,0	11,2	0,1	13,1	0,0
16	5	8,9	0,1	36,3	0,1	65,2	0,1	16,1	0,1	150,8	0,1	55,5	0,1	64,8	0,0
17	5	5,9	0,0	34,2	0,1	19,0	0,0	9,6	0,0	48,9	0,1	23,5	0,0	27,0	0,0
18	5	1,3	0,1	7,1	0,1	21,2	0,1	3,8	0,3	24,9	0,0	11,7	0,1	13,7	0,1
19	6			0,0	0,2	0,7	0,2	16,4	0,0	22,8	0,0	10,0	0,1	10,0	0,1

A1-11: Gruppenmittelwerte für NO_3^- , NH_4^+ , DOC und Ca^{2+} [mg/l]

Gruppe	NO_3^-	NH_4^+	DOC	Ca^{2+}
1	0,6	0,7	28,9	1,9
2	0,7	0,7	37,9	1,4
3	1,7	0,6	12,8	2,3
4	0,7	1,7	36,1	1,1
5	0,5	1,3	35,1	1,6
6	0,4	0,4	13,5	1,4
7	1,0	0,7	19,6	1,7

A1-12: Säurekapazität (KS) bis pH 4,3
(m-Wert) in mmol

Messstelle	Gruppe	14.08.2010	
		pH-Wert	m-Wert
1	7	4,2	-
2	1	4,2	-
3	1	4,5	-
4	1	3,9	-
5	1	3,9	-
6	2	4,3	-
7	2	3,7	-
8	3	4,5	-
9	3	4,3	-
10	3	4,6	0,3
11	3	3,9	-
12	3	4,3	-
13	4	4,2	-
14	4	4,2	-
15	5	4,5	0,1
16	5	3,9	-
17	5	4,2	-
18	5	4,4	-
19	6	4,2	-

A1-13: Ergebnisse der Standortbeobachtungen für $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ [‰]

Messstelle	Gruppe	11.05.2009		23.06.2009		25.08.2009		03.11.2009		14.08.2010		Mittel		Standardabw	
		$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$
1	7	-66,9	-9,8	-62,9	-9,3	-65,0	-9,6	-79,7	-11,5	-61,6	-9,2	-41,8	-9,9	30,6	0,9
2	1	-66,8	-9,9	-62,4	-9,4	-64,4	-9,6	-77,8	-11,2	-62,8	-9,3	-41,6	-9,9	30,3	0,8
3	1	-66,9	-9,9	-62,4	-9,3	-64,7	-9,6	-77,7	-11,3	-62,2	-9,3	-41,6	-9,9	30,3	0,8
4	1	-65,3	-9,7	-61,3	-9,1	-64,3	-9,5	-78,1	-11,3	-60,2	-9,2	-41,0	-9,8	29,9	0,9
5	1	-66,6	-9,8	-62,4	-9,2	-61,5	-9,2	-74,0	-10,8	-61,8	-9,3	-40,6	-9,7	29,5	0,7
6	2	-65,7	-9,8	-62,1	-9,2	-65,7	-9,7	-82,7	-11,9	-60,0	-9,0	-41,9	-9,9	30,8	1,1
7	2	-66,7	-9,6	-55,1	-8,1	-43,8	-6,7	-86,9	-12,4	-52,2	-8,0	-38,0	-9,0	29,7	2,2
8	3	-65,4	-9,8	-65,3	-9,7	-65,5	-9,8	-79,0	-11,5	-64,2	-9,7	-42,2	-10,1	30,7	0,8
9	3	-65,6	-9,8	-65,3	-9,6	-64,2	-9,6	-73,2	-10,7	-65,1	-9,8	-41,5	-9,9	30,0	0,5
10	3	-65,6	-9,7	-65,2	-9,8	-65,8	-9,8	-68,0	-10,0	-67,0	-10,0	-41,2	-9,9	29,8	0,1
11	3	-66,4	-10,0	-62,1	-9,1	-61,8	-9,2	-82,2	-11,8	-63,2	-9,4	-41,8	-9,9	30,7	1,1
12	3	-63,0	-9,0	-44,9	-6,5			-85,1	-12,2	-49,8	-7,6	-38,7	-8,8	30,4	2,5
13	4	-65,7	-9,6	-62,4	-9,0	-53,8	-8,1	-81,1	-11,7	-54,6	-8,2	-39,5	-9,3	29,5	1,5
14	4					-48,1	-7,4	-54,7	-8,2	-51,9	-7,9	-34,1	-7,9	24,1	0,4
15	5	-67,5	-9,9	-61,1	-9,1	-58,8	-8,8	-71,8	-10,5	-62,5	-9,3	-40,0	-9,5	29,1	0,7
16	5	-69,1	-10,0	-62,2	-9,0	-60,7	-8,9	-77,0	-11,1	-60,3	-9,0	-40,9	-9,6	30,0	1,0
17	5	-64,4	-9,3	-52,1	-7,5	-43,8	-6,3	-61,8	-9,1	-57,0	-8,4	-34,6	-8,1	25,9	1,2
18	5	-66,7	-9,9	-64,7	-9,6	-66,0	-9,8	-81,0	-11,6	-63,8	-9,5	-42,6	-10,1	31,1	0,9
19	6			-66,9	-9,8	-66,1	-9,7	-82,4	-11,8	-58,7	-8,7	-43,6	-10,0	31,8	1,3

A1-14: Ergebnisse der Standortbeprobungen für $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ [‰]

Messstelle	Gruppe	11.05.2009		23.06.2009		25.08.2009		03.11.2009		14.08.2010		Mittel		Standardabw	
		$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$
1	7	-21,9		-21,4		-20	-26,2	-21,7	-26,6	-16,7	-29,9	-20,3	-27,6	2,2	2,0
2	1	-22,9		-21,2		-21,9	-27,4	-22,5	-24,9	-22,4	-31,5	-22,2	-27,9	0,7	3,3
3	1	-20,9		-21,5		-22,6	-24,3	-22,5	-27,8	-18,1	-30,8	-21,1	-27,6	1,8	3,3
4	1	-22,8		-23,1		-24,9	-26,3	-20,9	-25,2	-21,6	-31,5	-22,7	-27,7	1,5	3,4
5	1	-21,3		-20,9		-19,6	-29,9	-21,3	-26,6	-26,1	-31,2	-21,8	-29,2	2,5	2,4
6	2	-15,5		-21,6		-20,9	-32,5	-22,6	-24,2	-16,8	-29,2	-19,5	-28,6	3,1	4,2
7	2	-22,9		-20,8		-24,2	-30,1	-21,9	-27,8	-22,8	-32	-22,5	-30,0	1,3	2,1
8	3	-23,5		-18,3		-23,7	-33,8	-24,4	-26,5	-19	-25	-21,8	-28,4	2,9	4,7
9	3	-22,2		-24,5		-24,8	-32,6	-23,7	-26,8	-16,7	-24	-22,4	-27,8	3,3	4,4
10	3	-23,9		-24		-23,3	-29,8	-23,5	-25,5	-18,2	-20,4	-22,6	-25,2	2,5	4,7
11	3	-21,9		-23,2		-24,2	-29,3	-22,3	-27,2	-16,7	-28,9	-21,7	-28,5	2,9	1,1
12	3	-25,3		-23,5				-22,3	-26,6	-22,3	-31,6	-23,4	-29,1	1,4	3,5
13	4	-13,5		-19,8		-24	-29,9	-24,1	-29,4	-22,3	-31,9	-20,7	-30,4	4,4	1,3
14	4					-24,5	-28,7	-21,3	-26,1	-23,1	-30,5	-23,0	-28,4	1,6	2,2
15	5	-16,3		-14,5		-6,1	-29,4	-22,6	-27,6	-12,2	-32,2	-14,3	-29,7	6,0	2,3
16	5	-18,6		-13,7		-16,8	-29,6	-19,4	-25,3	-20,8	-32	-17,9	-29,0	2,7	3,4
17	5	-12,3		-16,5		-18,3	-32,2	-23,9	-24,9	-17	-31,6	-17,6	-29,6	4,2	4,1
18	5	-21,7		-23,7		-23,6	-26,6	-23,9	-24,4	-21,1	-28,9	-22,8	-26,6	1,3	2,3
19	6			-24,7		-24,5	-31,7	-23,6	-29,5	-22,5	-29,9	-23,8	-30,4	1,0	1,2

A1-15: Ergebnisse der Standortbeprobungen für $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ [‰]

Messstelle	Gruppe	11.05.2009		23.06.2009		25.08.2009		03.11.2009		14.08.2010		Mittel		Standardabw	
		$\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$
1	7	4,8	5,5			5,4	4,7	4,8	3,5	4,7	3,1	4,9	4,2	0,3	1,1
2	1	4,8	6,4	5,5	3,8	5,4	4,3	4,3	4,6	4,5	3,6	4,9	4,5	0,5	1,1
3	1	5	6,3	5,9	4,9	5,2	4,2	4	5,2	5	3,4	5,0	4,8	0,7	1,1
4	1	5,1	5,7	5,7	6,3	6	5,1	4,8	3,3	4,4	-0,5	5,2	4,0	0,7	2,7
5	1	6,8	7,0			8,2	5,2	4,1	6,3	6	1,2	6,3	4,9	1,7	2,6
6	2	5	5,6	7	5,3	5,5	4,2	3,4	6,3	4,5	1,8	5,1	4,6	1,3	1,8
7	2							4,1	4,5	3,4	4,9	3,8	4,7	0,5	0,3
8	3	3,6	4,4	4	4,1	3,9	2,9			4,1		3,9	3,8	0,2	0,8
9	3	3,7	3,9	4,4	4,0	4,6	3,7	3,8	3,3	3,3	3,3	4,0	3,6	0,5	0,3
10	3	4,8	4,4	5,3	3,5	4,7	4,1	5,3	5,3	6	3,8	5,2	4,2	0,5	0,7
11	3	5,5	3,7			4,2	1,5	4,2	5			4,6	3,4	0,8	1,8
12	3							2,55	4,1	4,2	0,9	3,4	2,5	1,2	2,3
13	4			-0,5								-0,5			
14	4							4,2	2,6			4,2	2,6		
15	5			5,5	4,1			6	0,1	5,4	4,1	5,6	2,8	0,3	2,3
16	5					5,7		5,5	5,5	6,7	4,5	6,0	5,0	0,6	0,7
17	5	4,2	4,5			5,7	4,17	4,9	3,4			4,9	4,0	0,8	0,6
18	5			4,8	4,0	4,8	3,9	3,5	6,6	6	4,7	4,8	4,8	1,0	1,3
19	6			5	4,3	4,8	6,8	3,1		4,8	5,1	4,4	5,4	0,9	1,3

A1-16: Ergebnisse der Standortbeprobungen für $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ [‰]

Messstelle	Gruppe	11.05.2009		23.06.2009		25.08.2009		03.11.2009		14.08.2010		Mittel		Standardabw	
		$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$	$\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$
1	7	-0,9	9,0	0,5	9,2			10,4	26,8	1,9	-1,6	3,0	10,9	5,1	11,8
2	1	-1,3	5,5	0,6	11,7					9,6	4,8	3,0	7,3	5,8	3,8
3	1	-1,3	10,7	-0,1	15,6	0,2	6,6	11,2	28,3	7,3	3,5	3,5	12,9	5,5	9,7
4	1	-0,9	9,0	-1,4	15,2					12,1	9,7	3,3	11,3	7,7	3,4
5	1	-2,4	17,6	-0,9	16,9			5,1	30,8			0,6	21,8	4,0	7,8
6	2	0,2	10,9	1,3	11,6					2,9	1,5	1,5	8,0	1,4	5,6
7	2	-0,7	33,4	6,6	26,2	-8,3	28	-1,3	40,6			-0,9	32,1	6,1	6,5
8	3	-0,8	9,4	-0,6	8,7	0	8,7	0,2	14,8	0,9	6,7	-0,1	9,7	0,7	3,0
9	3	-0,5	9,5	0,2	5,9	5,9	13,8	0,5	8,7	4,1	4,9	2,0	8,6	2,8	3,5
10	3	-0,7	8,3	-0,2	7,3	0,4	5,6	2,4	12,1	0,4	7,2	0,5	8,1	1,2	2,4
11	3	-1,6	8,4	6	27,1	-10,9	1,9			23,9		4,4	12,5	14,8	13,1
12	3	-0,1	15,1	2,8	30,9							1,4	23,0	2,1	11,2
13	4	-0,7	44,0	1,8	32,6	-7,6	5,1			18,4	0,2	3,0	20,5	11,0	21,2
14	4					6,2	48,9	-3,3	11	12,9	8,2	5,3	22,7	8,1	22,7
15	5			0,6	59,0	-3,9	31,6					-1,7	45,3	3,2	19,4
16	5			4,3	69,1			-2,9	27,4			0,7	48,3	5,1	29,5
17	5	2,9	58,6	1,9	57,1	-5,2	23,1	0,7	60,1			0,1	49,7	3,6	17,8
18	5	0,4	8,7	1,7	14,9			2,2	23,3	2,6	-2,2	1,7	11,2	1,0	10,7
19	6			4,3	62,8			15	14	11,4	-4,7	10,2	24,0	5,4	34,9

A1-17: Bodenaufnahmen

CF 18 am Messpunkt 10, sehr feucht							
Exposition:	NNW	Wölbung:					
Neigung:	1-2° zur Vorflut	Relieftyp:		Windwurffläche?	Vegetation:	Fichte Jungwuchs, Sphagnum, Totholz	
	Aufnahme:	06.10.2011					
Horizont-bezeichnung	Horizonttiefe [cm]	Beschreibung	BA	Skelett [%]			
L	11						
Oh	10						
	-20	grusreich, sandreich	St2	25-50			
	-32	humos, grobsandreich					
Hv	-41	Organiklage, sehr wenig Mineralanteil, faserige Struktur					
Hw	-51+	braun, humos, faserig					

CF 6 Bohrung neben Bodendrainage 13							
Exposition:	SW	Wölbung:	H: konvex	V: konvex			
Neigung:	8-10°	Relieftyp:		Stufe zum Talboden	Vegetation:	Fichte (aufgelichtet), Fichte Jungwuchs, Heidelbeere, Sphagnum (dtl. mehr)	
	Aufnahme:	06.10.2011					
Horizont-bezeichnung	Horizonttiefe [cm]	Beschreibung	BA	Skelett [%]			
L	16						
Of	15						
Oh	4						
	-32	sandig, kiesig, graubeige stichig	Sl3	25-50			
	-57	sandig, kiesig, bräunlicher	Sl2	25-50			
	-70+	nass, kiesiger, rausgefallen		50-75			

CF 10 an Bodendrainage 14							
Exposition:	N	Wölbung:	H: leicht konvex	V: gestreckt			
Neigung:	2°	Relieftyp:		Hangstufe zur Aue	Vegetation:	Fichte (aufgelichtet), Fichte Jungwuchs, Heidelbeere, Sphagnum, Waldmoos	
	Aufnahme:	06.10.2011					
Horizont-bezeichnung	Horizonttiefe [cm]	Beschreibung	BA	Skelett [%]			
L	1						
Of	31	unteren 8 cm bräunlicher					
Oh	20						
Ahe	-2		Sl3	25-50			
Ae	-15		Sl3	25-50			
Bhs	-30		Sl3	25-50			
IIbhs	-36		Ls3	25-50			
ICv	-44+			25-50			

CF 11 Grundwasserpegel 19							
Exposition:		Wölbung:	H:	V:			
Neigung:		Relieftyp:		Delle	Vegetation:	Fichte (aufgelichtet), Fichte Jungwuchs, Heidelbeere, Sphagnum, wenig Moos, viel Fichtenstreu	
	Aufnahme:	06.10.2011					
Horizont-bezeichnung	Horizonttiefe [cm]	Beschreibung	BA	Skelett [%]			
L	13						
Of	12	unteren 6 cm bräunlicher					
Oh	2						
	-31	feinsandig, humos, braunschwarz, braungrau	Ls3	<10			
	-42	grobsandiger bis feingrusig, humos durchsetzt, graustichig	Sl2	50			
	-71+	feinmaterialreicher als oben, sand dominiert, humos, braun, sehr feucht-nass	Sl3	<10			

MP 15 Bohrung neben Moorwasserpegel 15							
Exposition:	NO	Wölbung:	H: G	V: X			
Neigung:	2°	Relieftyp:		M	Vegetation:	Fichte Jungwuchs, Heidelbeere, Sphagnum	
	Aufnahme:	23.06.2009					
Horizont-bezeichnung	Horizonttiefe [cm]	Beschreibung/Farbe	BA	Skelett [%]	Humusgehalt	Lagerungsdichte/ Substanzvolumen/ Zersetzungsstufe	
Hw	40	dunkelgrauschwarz	Hh		h7	Sv1, H2	
Hv	70	schwarz	Hh		h7	Sv3, H9	
II Sw	90+	hellgrau gebleichter feiner Grobboden	St2	50	h0	Ld3	

Fortsetzung A1-17: Bodenaufnahmen

MP 16 Bohrung neben Moorwasserpegel 16								
Exposition:	NN	Wölbung:	H: G	V: G				
Neigung:	1°	Relieftyp:	M		Vegetation:	Fichte, Moos		
	Aufnahme:	23.06.2009						
Horizont- bezeichnung	Horizonttiefe [cm]	Beschreibung/Farbe	BA	Skelett [%]	Humusgehalt	Lagerungsdichte/ Substanzvolumen/ Zersetzungsstufe		
L	+10							
Of	+8							
Hv	10	schwarz			h7	Sv4, H10		
Hw	100+	dunkelbraun			h7	Sv3, H5		
MP 17 Bohrung neben Moorwasserpegel 17								
Exposition:	NW	Wölbung:	H: X	V: X				
Neigung:	0°	Relieftyp:	M		Vegetation:	Latschenkiefern, Heidelbeere, Moos, Sphagnum		
	Aufnahme:	23.06.2009						
Horizont- bezeichnung	Horizonttiefe [cm]	Beschreibung/Farbe	BA	Skelett [%]	Humusgehalt	Lagerungsdichte/ Substanzvolumen/ Zersetzungsstufe		
Hv	15	schwarzbraun			h7	Sv3, H7		
Hw	100+	dunkelbraun			h7	Sv3, H4		

Anhang A2

A2-1a: Test auf Homogenität der Varianzen (Faktor: Gruppe)

Parameter	Levene-Statistik	df1	df2	Signifikanz
pH	3,681	6	84	,003
Lf	2,644	6	84	,021
DOC	1,604	6	84	,156
DIC	10,377	6	84	,000
SO4	4,094	6	84	,001
NO3	5,799	6	84	,000
NH4	6,924	6	84	,000
Ca	5,737	6	84	,000
Fe	1,820	6	84	,105
Al	1,773	6	84	,114
Mn	2,420	6	84	,033
Pb	,787	6	84	,583
δ2H_H2O	1,617	6	84	,152
δ18O_H2O	1,495	6	84	,190
δ15N_NO3	1,613	6	61	,159
δ18O_NO3	10,941	6	60	,000
δ34S_SO4	3,610	6	61	,004
δ18O_SO4	,807	5	57	,550
δ13C_DIC	3,766	6	84	,002
δ13C_DOC	1,180	6	49	,332

A2-1b: Test auf Homogenität der Varianzen (Faktor: Termin)

Parameter	Levene-Statistik	df1	df2	Signifikanz
pH	2,887	4	86	,027
Lf	1,161	4	86	,334
DOC	4,528	4	86	,002
DIC	7,433	4	86	,000
SO4	4,492	4	86	,002
NO3	1,990	4	86	,103
NH4	19,085	4	86	,000
Ca	2,505	4	86	,048
Fe	2,704	4	86	,036
Al	3,810	4	86	,007
Mn	2,605	4	86	,041
Pb	15,428	4	86	,000
δ2H_H2O	5,526	4	86	,001
δ18O_H2O	4,312	4	86	,003
δ15N_NO3	10,441	4	63	,000
δ18O_NO3	3,507	4	62	,012
δ34S_SO4	,907	4	63	,465
δ18O_SO4	1,531	4	59	,205
δ13C_DIC	3,121	4	86	,019
δ13C_DOC	2,099	2	53	,133

A2-2: Scheffé-Test

Abhängige Variable		(I) M_ gruppe	(J) M_ gruppe	Mittlere Differenz (I-J)	Standard- fehler	Signifikanz	95%-Konfidenz- intervall	
							Unter- grenze	Ober- grenze
DOC	Scheffé- Prozedur	2	3	25,08575*	5,90973	,010	3,5729	46,5986
		3	5	-22,28475*	4,75378	,003	-39,5896	-4,9799
AI	Scheffé- Prozedur	4	5	,57375*	,12382	,003	,1230	1,0245
*. Die Differenz der Mittelwerte ist auf dem Niveau 0.05 signifikant.								

A2-3: Kruskal Wallis Test - Gruppenvariable Gruppe

Parameter	Chi-Quadrat	df	Asymptotische Signifikanz
pH	15,336	6	,018
Lf	5,155	6	,524
DIC	17,118	6	,009
SO4	12,408	6	,053
NO3	16,134	6	,013
NH4	9,417	6	,151
Ca	9,550	6	,145
Fe	37,205	6	,000
Pb	17,903	6	,006
Mn	9,255	6	,160
δ13C_DIC	19,887	6	,003
δ2H_H2O	5,710	6	,284
δ18O_H2O	8,046	6	,127
δ18O_NO3	12,569	6	,050
δ15N_NO3	6,211	6	,400
δ34S_SO4	16,996	6	,009

A2-4: Ergebnisausgabe des Mann-Whitney-U-Test in Abhängigkeit von der Gruppe

Parameter	Gruppe	Gruppe	Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	Exakte Signifikanz (2-seitig)
pH	3	1	0,024	0,023
		2	0,036	0,035
		4	0,007	0,005
		5	0,027	0,026
	4	6	0,042	0,048
DIC	1	3	0,01	0,011
		6	0,001	0,022
	5	6	0,064	0,034
SO4	4	7	0,028	0,03
	1	4	0,037	0,038
		5	0,03	0,03
	3	5	0,015	0,014
NO3	1	7	0,01	0,07
		6	0,048	0,049
	6	7	0,014	0,016
	3	5	0,001	0,001
Fe	1	3	0	0
		4	0	0
		5	0,003	0,003
	2	3	0,002	0,001
		4	0	0
	3	5	0,004	0,004
		7	0,032	0,031
	4	7	0,008	0,006
		5	0,045	0,044
		6	0,011	0,008
Pb	3	1	0,011	0,01
		2	0,018	0,017
		4	0,004	0,003
		5	0,002	0,001
δ18O_NO3	5	1	0,014	0,013
		3	0,001	0,001
δ34S_SO4	1	3	0,03	0,002
	4	1	0,041	0,033
		5	0,05	0,048
	3	5	0,003	0,003
δ13C_DIC	3	7	0,026	0,023
	5	1	0,011	0,011
		3	0,002	0,001
		4	0,042	0,042
		6	0,015	0,01
	6	7	0,014	0,016
		1	0,036	0,036
		2	0,034	0,036

A2-5: Scheffé-Test - Abhängigkeit vom Messtermin

Abhängige Variable		Termin	Termin	Mittlere Differenz (I-J)	Standardfehler	Signifikanz	95 % Konfidenzintervall	
							Untergrenze	Obergrenze
δ18O_ SO4	Scheffé-Prozedur	1	5	2,08247*	,56116	,014	,2980	3,8669
	Dunnett-T (2-seitig) ^a	1	5	2,08247*	,56116	,002	,6698	3,4951
		2	5	1,29429	,57666	,094	-,1574	2,7460
		3	5	1,07736	,53644	,155	-,2731	2,4278
		4	5	1,21429	,50970	,069	-,0688	2,4974
a. Dunnett-T-Tests behandeln eine Gruppe als Kontrollgruppe und vergleichen alle Gruppen mit dieser Gruppe.								
*. Die Differenz der Mittelwerte ist auf dem Niveau 0.05 signifikant.								

A2-6: Kruskal Wallis Test - Gruppenvariable Termin

Parameter	Chi-Quadrat	df	Asymptotische Signifikanz
pH	20,644	4	,000
DOC	7,927	4	,094
DIC	9,764	4	,045
SO4	12,490	4	,014
NO3	6,160	4	,188
NH4	48,467	4	,000
Ca	6,349	4	,175
Fe	6,614	4	,158
Al	20,368	4	,000
Mn	17,828	4	,001
Pb	26,416	4	,000
δ2H_H2O	46,114	4	,000
δ18O_H2O	43,813	4	,000
δ15N_NO3	26,343	4	,000
δ18O_NO3	27,277	4	,000
δ34S_SO4	8,681	4	,070
δ13C_DIC	10,217	4	,037

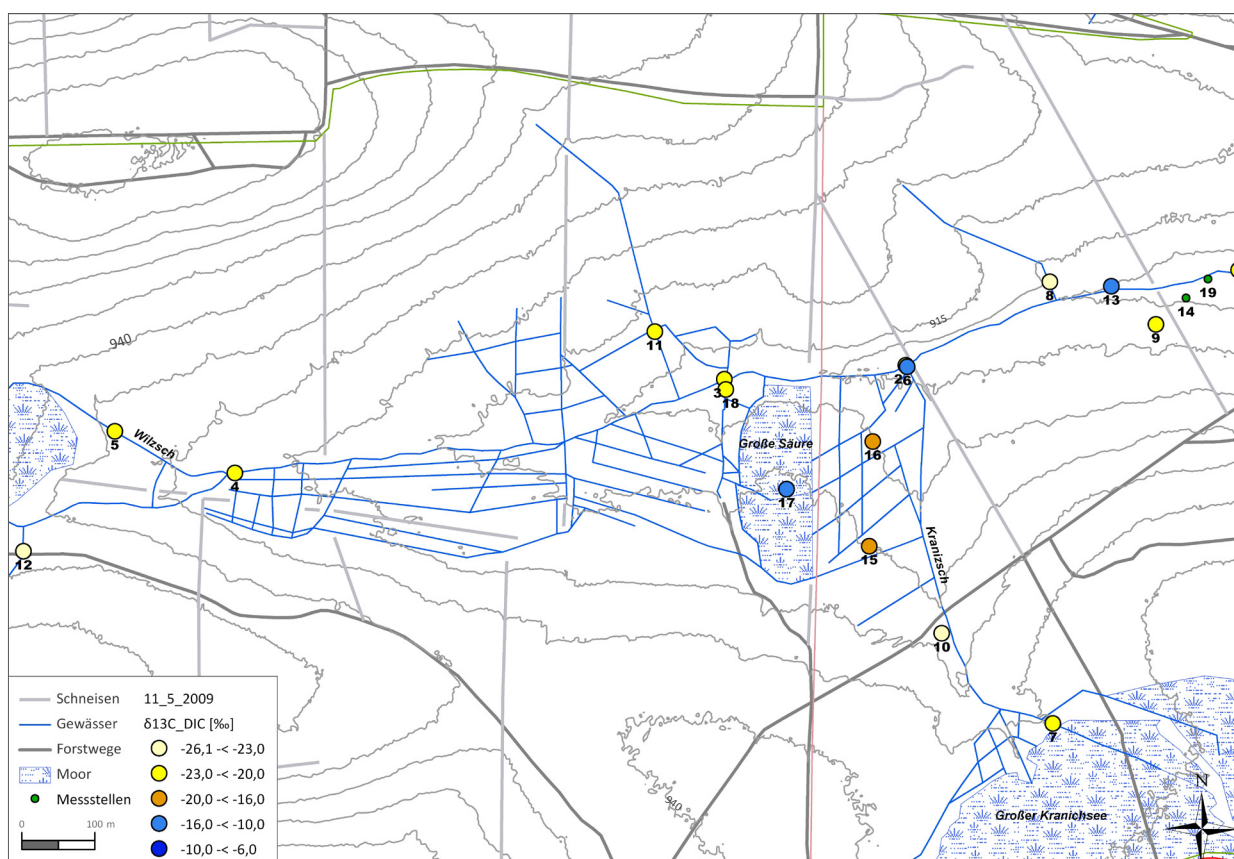
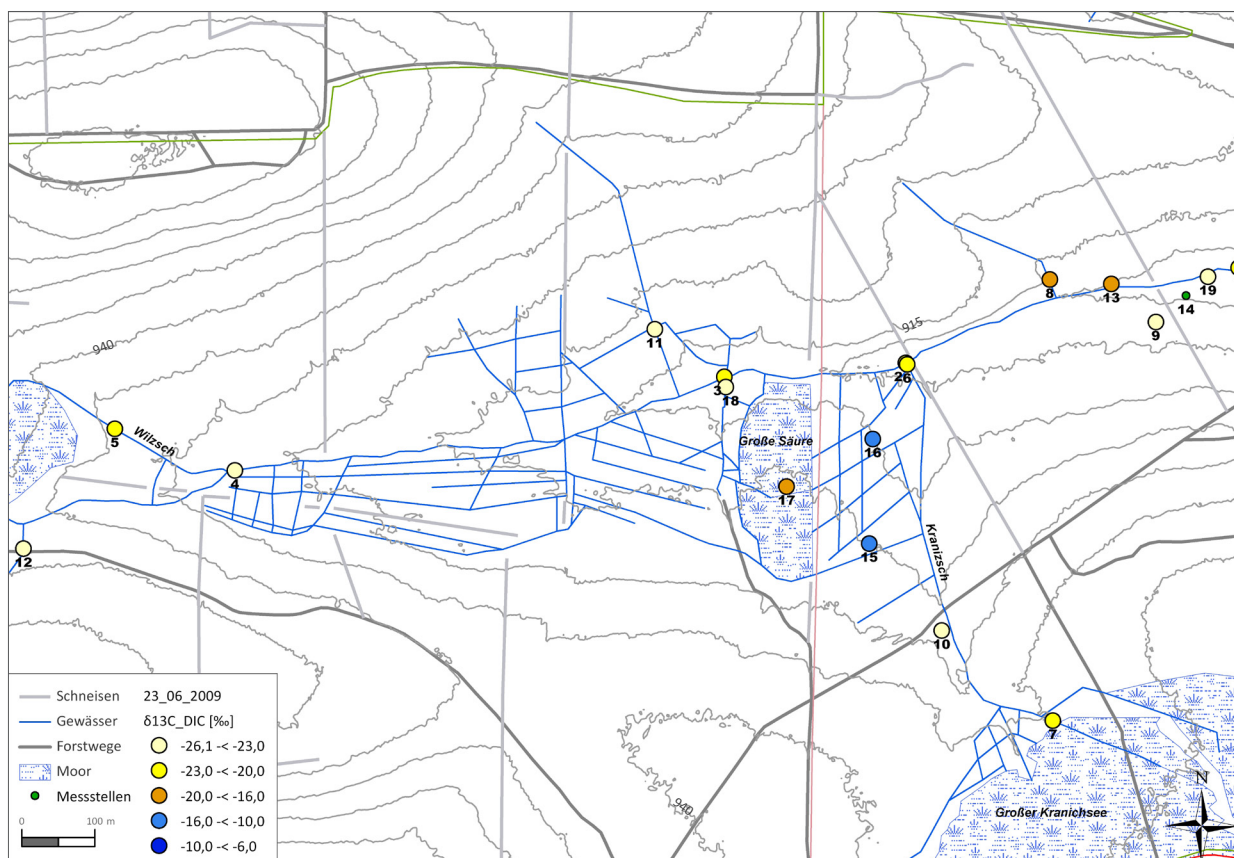
A2-7: Ergebnisausgabe des Mann-Whitney-U-Test in Abhängigkeit vom Messtermin

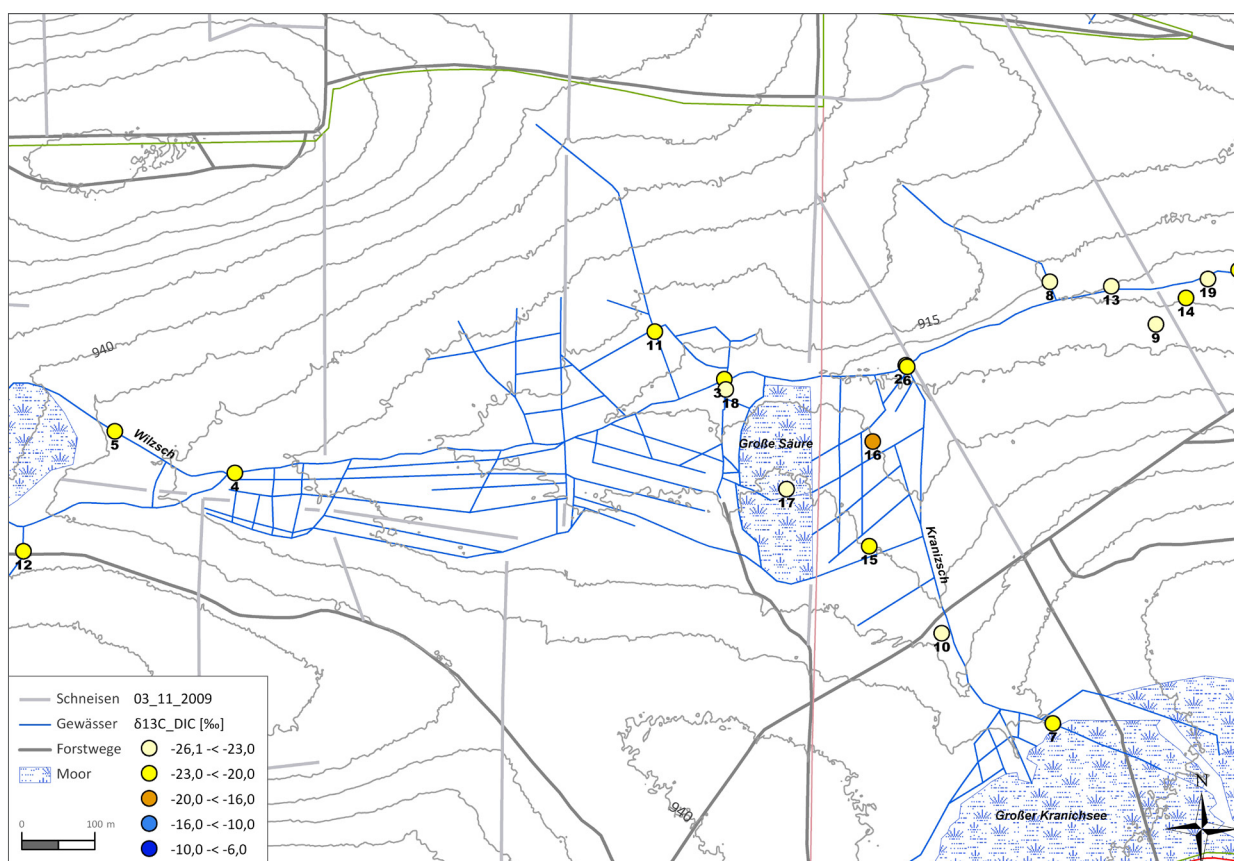
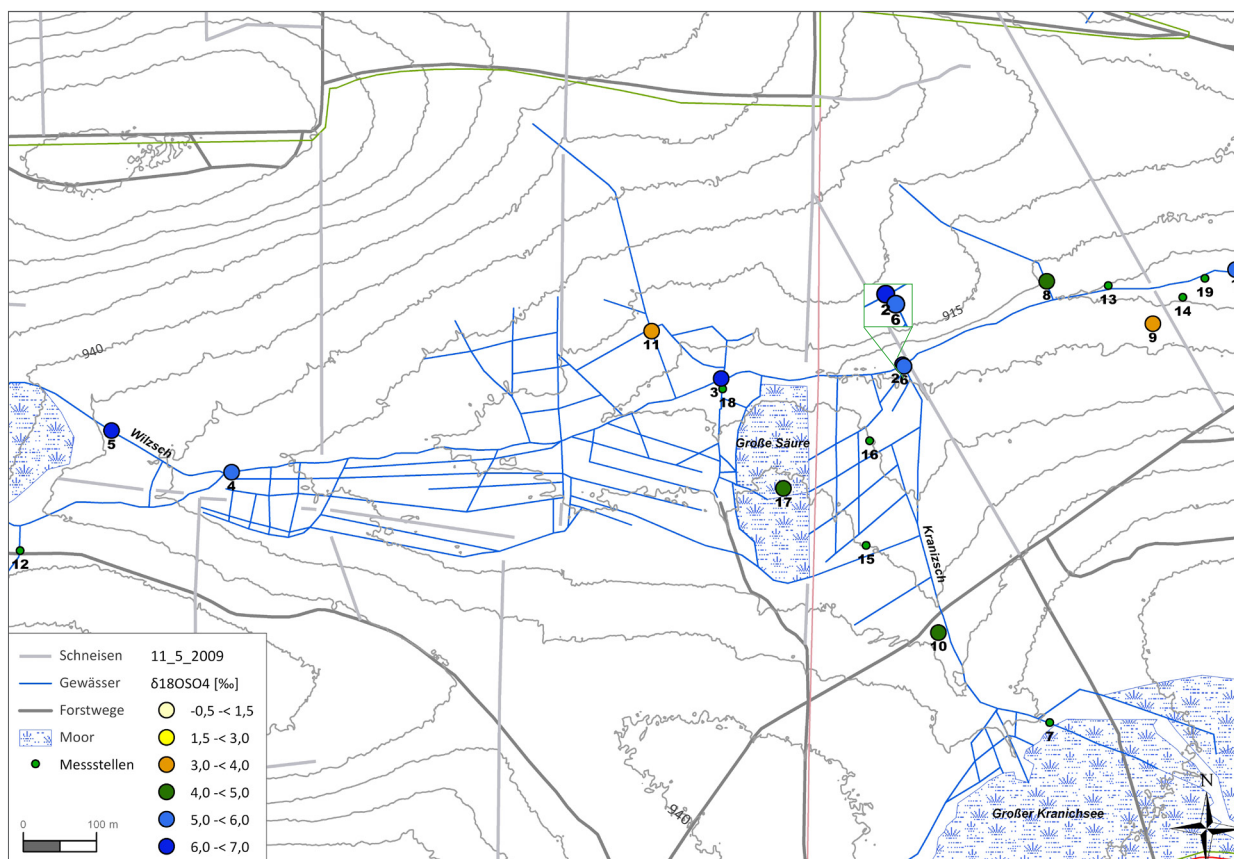
	Termin	Termin	Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	Exakte Signifikanz (2-seitig)
pH	4	1	0,001	0
		2	0,003	0,002
		3	0	0
		5	0,031	0,03
	5	3	0,019	0,018
DIC	4	1	0,027	0,04
		2	0,032	0,046
		3	0,032	0,046
	5	1	0,027	0,04
		2	0,032	0,046
		3	0,032	0,046
SO ₄	4	1	0,007	0,006
		3	0,012	0,011
	5	1	0,023	0,023
		3	0,028	0,027
NH ₄	2	1	0	0
		3	0	0
		4	0	0
		5	0	0
	4	3	0,042	0,041
		5	0	0
Al	4	1	0,001	0
		2	0,004	0,004
		3	0,004	0,003
		5	0,027	0,027
	5	1	0,007	0,006
		3	0,027	0,027
Mn	4	1	0,018	0,017
		2	0,005	0,004
		3	0,013	0,012
	5	1	0,011	0,01
		2	0,003	0,002
		3	0,007	0,006
Pb	1	2	0,014	0,013
		3	0,035	0,035
		4	0	0
		5	0	0
	5	2	0,006	0,005
		3	0,025	0,024
		4	0,001	0,001
$\delta^2\text{H}_2\text{O}$	1	2	0	0
		3	0	0
		4	0	0
		5	0	0
	5	2	0	0
		3	0	0
		4	0	0

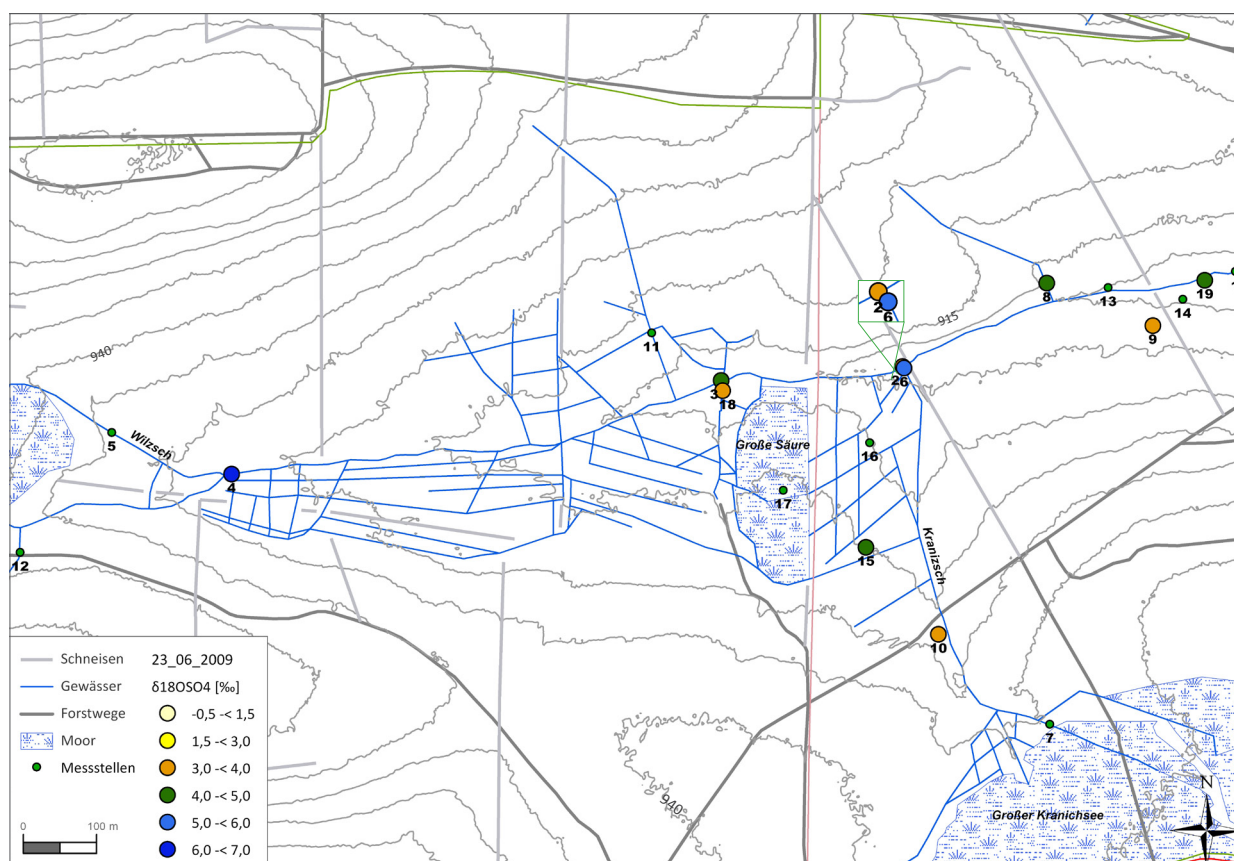
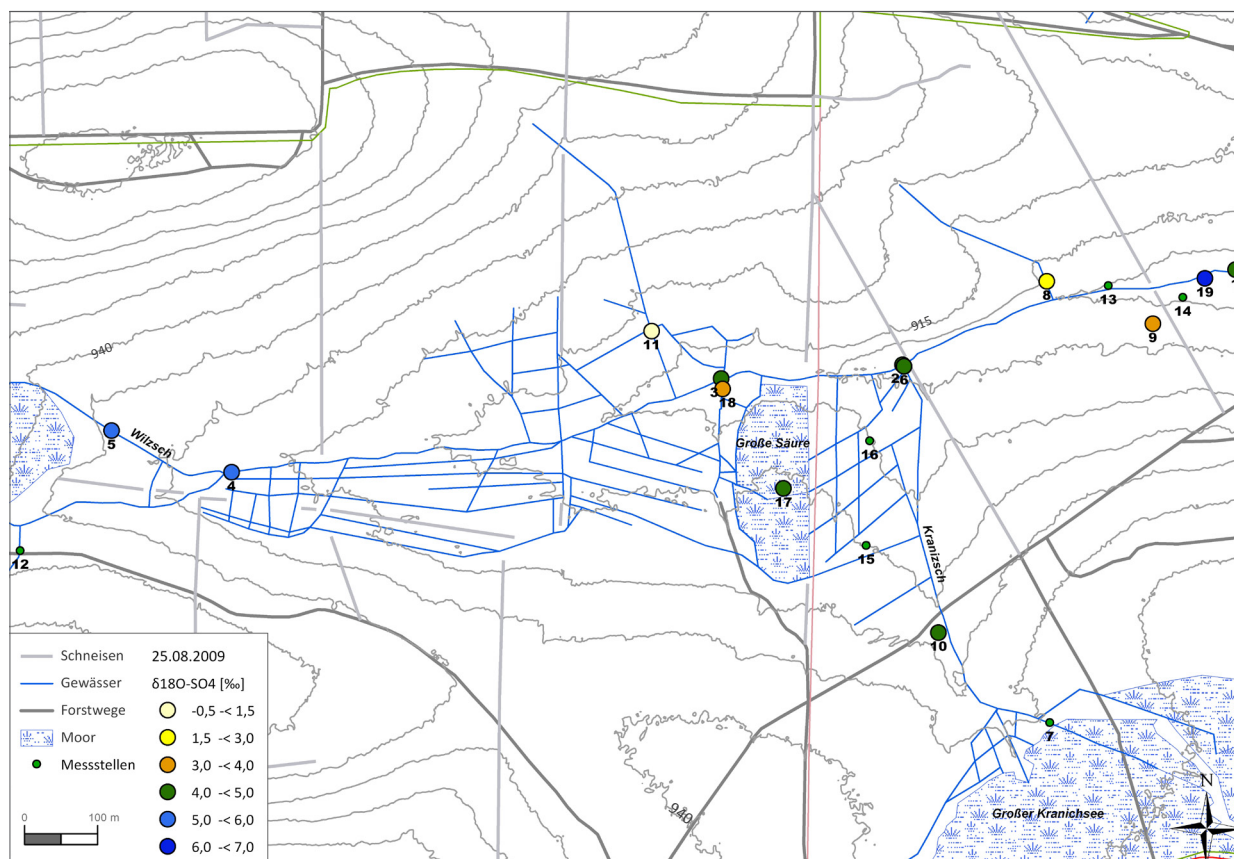
$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$	1	2	0,001	0,001
		3	0	0
		4	0	0
		5	0	0
	5	2	0	0
		3	0	0
		4	0	0
$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$	4	1	0,043	0,042
		3	0,038	0,037
	5	1	0	0
		2	0,002	0,001
		3	0,001	0,001
		4	0,044	0,046
$\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$	1	4	0,043	0,043
	5	1	0	0
		2	0	0
		3	0,008	0,007
		4	0	0
$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$	5	3	0,018	0,018
		4	0,004	0,003

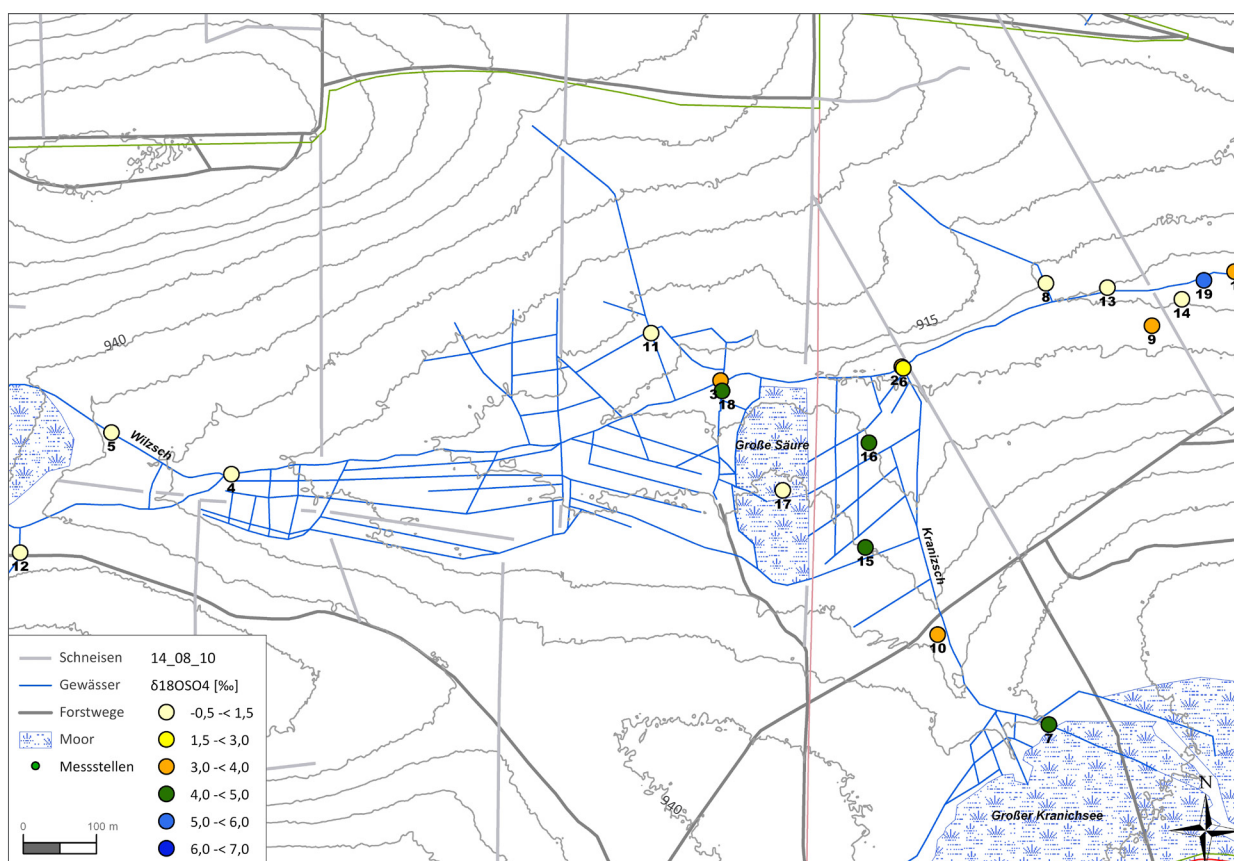
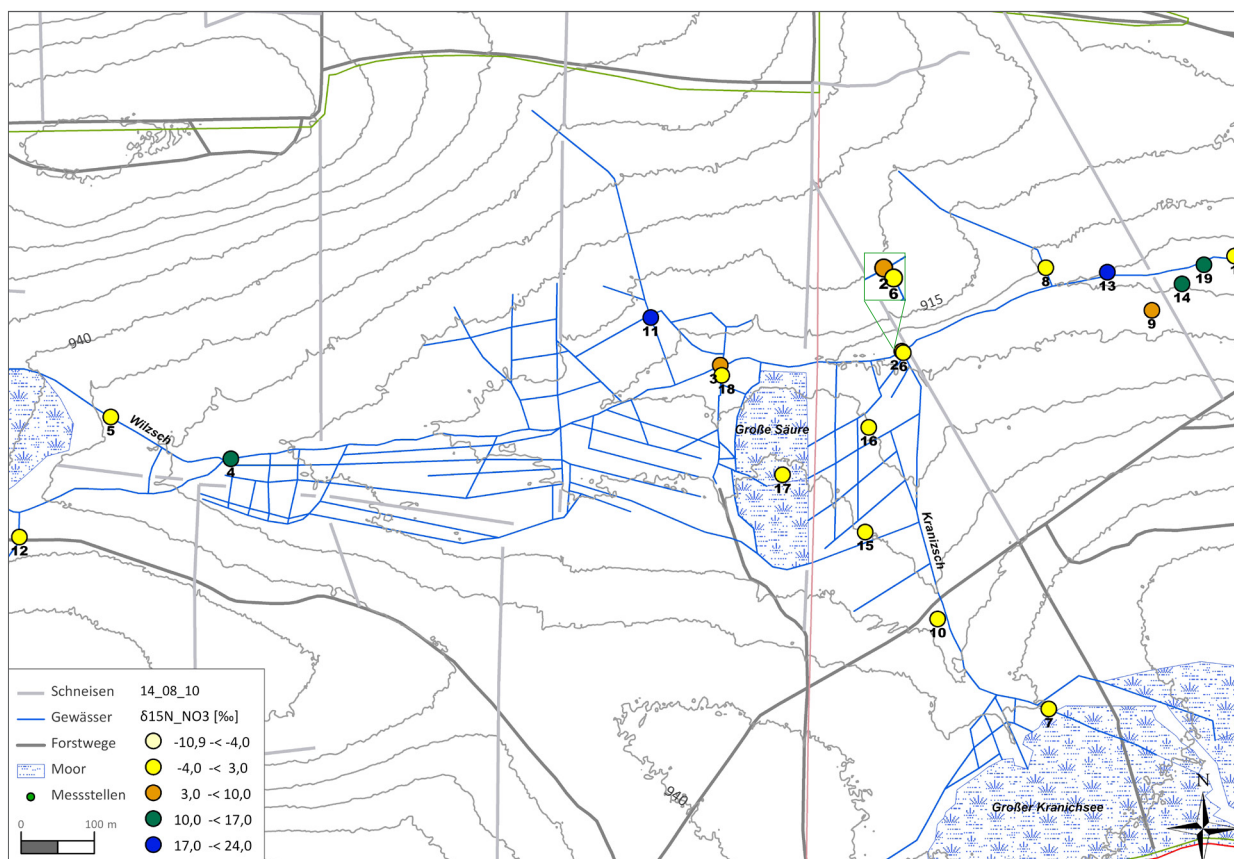
A2-8: Rotierte Varimax-Komponentenmatrix, konvergiert in 6 Iterationen

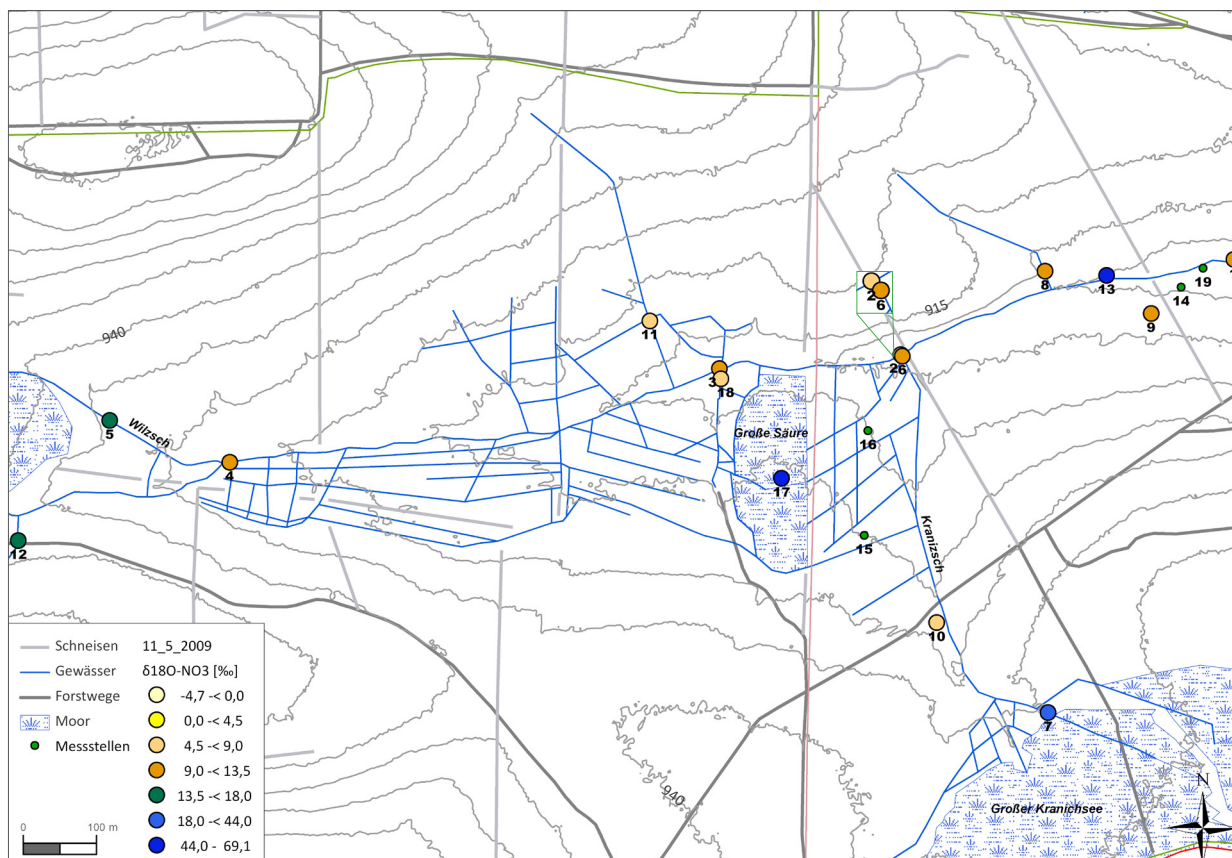
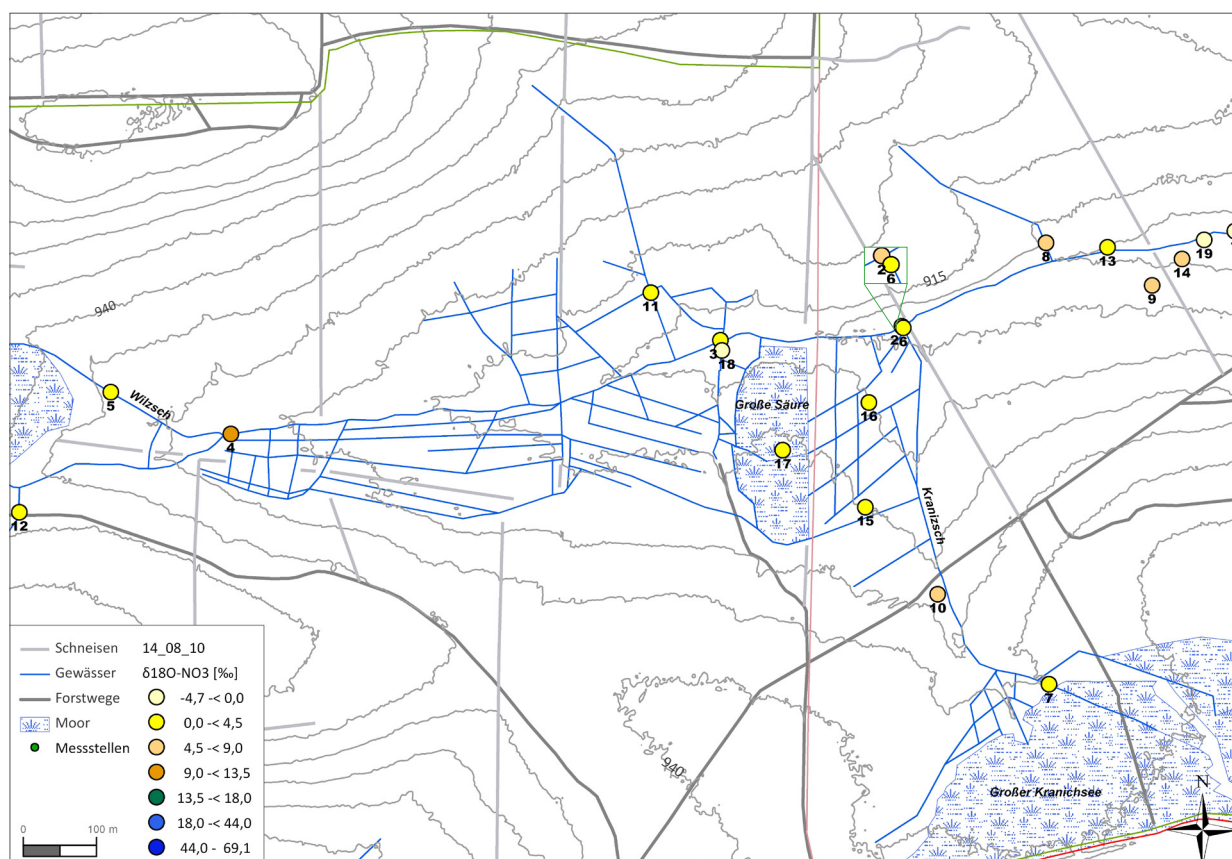
	Komponente				
	1	2	3	4	5
pH	<u>,842</u>	-,073	-,174	-,070	-,265
SO ₄	<u>,784</u>	-,098	-,362	-,181	,223
Mn	<u>,725</u>	,012	,204	-,252	-,022
Ca	<u>,604</u>	-,360	-,147	-,105	-,010
Al	<u>-,592</u>	,056	,157	-,392	,103
DIC	<u>,577</u>	,046	-,088	-,039	,258
$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$	-,076	<u>,980</u>	-,038	-,014	,055
$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$	-,099	<u>,979</u>	-,014	,014	,038
Fe	,100	-,042	<u>,880</u>	-,003	,057
DOC	-,528	,164	<u>,715</u>	,214	,232
Pb	-,367	-,298	<u>,557</u>	,100	,265
NO ₃	,376	-,081	<u>-,556</u>	-,078	,374
$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$	-,107	-,101	,051	<u>,821</u>	-,133
NH ₄	-,127	,115	,115	<u>,668</u>	,154
Lf	-,001	,084	,124	,015	<u>,901</u>
Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse. Rotationsmethode: Varimax mit Kaiser-Normalisierung.					

A2-9: $\delta^{13}\text{C}$ -Gehalte am DIC vom 11.05.2009A2-10: $\delta^{13}\text{C}$ -Gehalte am DIC vom 23.06.2009

A2-11: $\delta^{13}\text{C}$ -Gehalte am DIC vom 03.11.2009A2-12: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Sulfat vom 11.05.2009

A2-13: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Sulfat vom 23.06.2009A2-14: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Sulfat vom 25.08.2009

A2-15: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Sulfat vom 14.08.2010A2-16: $\delta^{15}\text{N}$ -Gehalte am Nitrat vom 14.08.2010

A2-17: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Nitrat vom 11.05.2009A2-18: $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte am Nitrat vom 14.08.2010

A2-19: Korrelation der DOC-, $^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ - und $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - Werte zwischen den Standorten

		MS_1	MS_2	MS_3	MS_4	MS_5	MS_6	MS_7	MS_8	MS_9	MS10	MS11	MS12	MS13	MS14	MS15	MS16	MS17	MS18	MS19
MS_1	Pearson DOC	1	,974**	,956*	,859	-,431	,967**	-,359	,756	,740	,196	,379	,636	,554	-,650	-,303	-,109	-,111	,956*	,201
MS_1	Pearson 13CDOC	1	,886	,892	,966	,646	,019	-,779	-,705	-,812	-,930	,242	-	-,959	,747	,879	,708	,344	,820	-,436
MS_1	Spearman 13CDIC	1	,600	,100	-,200	-,051	,000	-,100	,300	,000	,700	,000	,667	-,300	-,718	,800	-,200	-,300	,400	,400
MS_2	Pearson DOC	,974**	1	,935*	,848	-,612	,950*	-,449	,710	,715	,054	,344	,724	,454	-,700	-,397	-,123	-,251	,921*	,132
MS_2	Pearson 13CDOC	,886	1	,580	,976	,927	,481	-,981	-,295	-,447	-,653	,665	-	,981	,970	1,000**	,955	,741	,992	,032
MS_2	Spearman 13CDIC	,600	1	-,300	-,600	,564	-,400	,300	,500	-,600	-,100	-,600	,359	-,100	-,205	,600	,600	-,100	-,200	-,800
MS_3	Pearson DOC	,956*	,935*	1	,970**	-,494	,973**	-,202	,656	,611	,073	,465	,326	,573	-,662	-,380	,014	,040	,906*	,164
MS_3	Pearson 13CDOC	,892	,580	1	,744	,231	-,435	,412	-,949	-,988	-,996	-,223	-	,726	,366	,568	,312	-,118	,472	-,796
MS_3	Spearman 13CDIC	,100	-,300	1	,400	-,821	,600	,200	,600	,900*	,100	,900*	-,564	,600	,359	-,100	-,500	,600	,700	,400
MS_4	Pearson DOC	,859	,848	,970**	1	-,514	,900*	-,028	,488	,427	-,091	,562	,028	,596	-,740	-,369	,173	,183	,786	,030
MS_4	Pearson 13CDOC	,966	,976	,744	1	,822	,278	,915	-,496	-,632	-,803	,486	-	1,000*	,894	,973	,867	,576	,941	-,187
MS_4	Spearman 13CDIC	-,200	-,600	,400	1	-,821	-,200	,400	-,300	,700	,200	,700	-,154	-,300	,154	-,700	-,800	-,300	-,100	,600
MS_5	Pearson DOC	-,431	-,612	-,494	-,514	1	-,525	,546	-,301	-,343	,370	,021	,133	,188	,691	,737	,200	,571	-,426	-,093
MS_5	Pearson 13CDOC	,646	,927	,231	,822	1	,775	,982	,086	-,079	-,321	,897	-	,837	,990	,932	,997	,939	,967	,405
MS_5	Spearman 13CDIC	-,051	,564	-,821	-,821	1	-,308	-,205	-,103	-,975**	-,359	-,975**	,289	-,103	-,132	,359	,872	-,103	-,462	-,800
MS_6	Pearson DOC	,967**	,950*	,973**	,900*	-,525	1	-,406	,808	,775	,241	,258	,470	,410	-,494	-,508	-,216	-,151	,974**	,372
MS_6	Pearson 13CDOC	,019	,481	-,435	,278	,775	1	,641	,696	,568	,349	,975	-	,303	,679	,494	,720	,945	,588	,892
MS_6	Spearman 13CDIC	,000	-,400	-,600	-,200	-,308	1	-,600	,300	,500	,200	,500	-,359	,700	,051	,300	-,200	,700	,900*	,400
MS_7	Pearson DOC	-,359	-,449	-,202	-,028	,546	-,406	1	-,725	-,801	-,428	,643	-,634	,523	-,016	,678	,864	,947*	-,522	-,737
MS_7	Pearson 13CDOC	,779	,981	,412	,915	,982	,641	1	-,105	-,267	-,495	,797	-	,926	,999*	,984	,994	,856	,998*	,225
MS_7	Spearman 13CDIC	-,100	,300	,200	,400	-,205	-,600	1	,400	,100	-,500	,100	-,359	,000	,564	-,500	,100	,000	-,500	-,400
MS_8	Pearson DOC	,756	,710	,656	,488	-,301	,808	-,725	1	,990**	,711	-,291	,597	-,012	,051	-,594	-,711	-,465	,908*	,782
MS_8	Pearson 13CDOC	-,705	-,295	-,949	-,496	,086	,696	-,105	1	,986	,916	,518	-	-,474	-,055	-,281	,002	,424	-,172	,946
MS_8	Spearman 13CDIC	,300	,500	,600	-,300	-,103	,300	,400	1	,200	-,300	,200	-,462	,700	,410	,300	,300	,700	,400	-,400
MS_9	Pearson DOC	,740	,715	,611	,427	-,343	,775	-,801	,990**	1	,679	-,331	,686	-,062	,003	-,587	-,743	-,567	,886*	,737
MS_9	Pearson 13CDOC	-,812	-,447	-,988	-,632	-,079	,568	-,267	,986	1	,969	,370	-	-,612	-,218	-,435	-,162	,269	-,331	,879
MS_9	Spearman 13CDIC	,000	-,600	,900*	,700	-,975**	,500	,100	,200	1	,300	1,000**	-,410	,300	,205	-,300	-,800	,300	,600	,800
MS10	Pearson DOC	,196	,054	,073	,596	,241	-,428	,711	,679	1	-,566	,430	-,221	,809	-,232	-,742	-,212	,421	,886	
MS10	Pearson 13CDOC	-,930	-,653	-,996	-,803	-,321	,349	-,495	,916	,969	1	,131	-	-,787	-,451	-,642	-,399	,025	-,553	,736
MS10	Spearman 13CDIC	,700	-,100	,100	,200	-,359	,200	-,500	-,300	,300	1	,300	,718	-,500	-,872	,500	-,700	-,500	,500	,800
MS11	Pearson DOC	,379	,344	,465	,562	,021	,258	,643	-,291	-,331	-,566	1	-,057	,924*	-,877	,504	,877	,688	,116	-,921
MS11	Pearson 13CDOC	,242	,665	-,223	,486	,897	,975	,797	,518	,370	,131	1	-	,508	,826	,676	,857	,994	,754	,768
MS11	Spearman 13CDIC	,000	-,600	,900*	,700	-,975**	,500	,100	,200	1,000**	,300	1	-,410	,300	,205	-,300	-,800	,300	,600	,800
MS12	Pearson DOC	,636	,724	,326	,028	,133	,470	-,634	,597	,686	,430	-,057	1	,202	1,000**	,205	-,354	-,504	,605	,131
MS12	Pearson 13CDOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MS12	Spearman 13CDIC	,667	,359	-,564	-,154	,289	-,359	-,359	-,462	-,410	,718	-,410	1	-,821	-,947*	,564	-,154	-,821	-,103	,316
MS13	Pearson DOC	,554	,454	,573	,596	,188	,410	,523	-,012	-,062	-,221	,924*	,202	1	-,918	,524	,690	,667	,335	-,849
MS13	Pearson 13CDOC	,959	,981	,726	1,000*	,837	,303	,926	-,474	-,612	-,787	,508	-	1	,906	,978	,880	,597	,949	,161
MS13	Spearman 13CDIC	-,300	-,100	,600	-,300	-,103	,700	,000	,700	,300	-,500	,300	-,821	1	,667	,000	,300	1,000**	,500	-,400
MS14	Pearson DOC	-,650	-,700	-,662	-,740	,691	-,494	-,016	,051	,003	,809	-,877	-	-,918	1	-,081	-,564	,019	-,363	,626
MS14	Pearson 13CDOC	,747	,970	,366	,894	,990	,679	,999*	-,055	-,218	-,451	,826	-	,906	1	,974	,998*	,881	,993	,273
MS14	Spearman 13CDIC	-,718	-,205	,359	,154	-,132	,051	,564	,410	,205	-,872	,205	-,947*	,667	1	-,667	,308	,667	-,205	-,400
MS15	Pearson DOC	-,303	-,397	-,380	-,369	,737	-,508	,678	-,594	-,587	-,232	,504	,205	,524	-,081	1	,667	,602	-,490	,730
MS15	Pearson 13CDOC	,879	1,000**	,568	,973	,932	,494	,984	-,281	-,435	-,642	,676	-	,978	,974	1	,959	,750	,994	,047
MS15	Spearman 13CDIC	,800	,600	-,100	-,700	,359	,300	-,500	,300	-,300	,500	-,300	,564	,000	-,667	1	,200	,000	,500	,000
MS16	Pearson DOC	-,109	-,123	,014	,173	,200	-,216	,864	-,711	-,743	-,742	,877	-,354	,690	-,564	,667	1	,776	-,371	-,966*
MS16	Pearson 13CDOC	,708	,955	,312	,867	,997	,720	,994	,002	-,162	-,399	,857	-	,880	,998*	,959	1	,907	,985	,328
MS16	Spearman 13CDIC	-,200	,600	-,500	-,800	,872	-,200	,100	,300	-,800	-,700	-,800	-,154	,300	,308	,200	1	,300	-,400	1,000**
MS17	Pearson DOC	-,111	-,251	,040	,183	,571	-,151	,947*	-,465	-,567	-,212	,688	-,504	,667	,019	,602	,776	1	-,250	-,705
MS17	Pearson 13CDOC	,344	,741	-,118	,576	,939	,945	,856	,424	,269	,025	,994	-	,597	,881	,750	,907	1	,819	,696
MS17	Spearman 13CDIC	-,300	-,100	,600	-,300	-,103	,700	,000	,700	,300	-,500	,300	-,821	1,000**	,667	,000	,300	1	,500	-,400
MS18	Pearson DOC	,956*	,921*	,906*	,786	-,426	,974**	-,522	,908*	,886*	,421	,116	,605	,335	-,363	-,490	-,371	-,250	1	,503
MS18	Pearson 13CDOC	,820	,992	,472	,941	,967	,588	,998*	-,172	-,331	-,553	,754	-	,949	,993	,994	,985	,819	1	,158
MS18	Spearman 13CDIC	,400	-,200	,700	-,100	-,462	,900*	-,500	,400	,600	,500	,600	-,103	,500	-,205	,500	-,400	,500	1	,400
MS19	Pearson DOC	,201	,132	,164	,030	-,093	,372	-,737	,782	,737	,886	-,921	,131	-,849	,626	-,730	-,966*	-,705	,503	1
MS19	Pearson 13CDOC	-,436	,032	-,796	-,187	,405	,892	,225	,946	,879	,736	,768	-	-,161	,273	,047	,328	,696	,158	1
MS19	Spearman 13CDIC	,400	-,800	,400	,600	-,800	,400	-,400	-,400	,800	,800	,800	,316	-,400	-,400	,000	1,000**	-,400	,400	1

**. Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

*. Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.